



Máster Internacional en
GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE
(6ª edición: 2015-2017)

TESIS

presentada y públicamente defendida
para la obtención del título de

MASTER OF SCIENCE

Análisis de las capturas de tintorera,
Prionace glauca (Linnaeus, 1758) en la
pesquería española de palangre de
superficie tradicional en el Mediterráneo
occidental (2000-2014)

CARLA MARTÍN-TOLEDANO MARTÍNEZ
Junio 2017

 Universitat d'Alacant Universidad de Alicante	 GOBIERNO DE ESPAÑA MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE	 CIHEAM Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza
<p align="center">MASTER EN GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE (6ª edición: 2015-2017)</p>		

Análisis de las capturas de tintorera, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la pesquería española de palangre de superficie tradicional en el Mediterráneo occidental (2000-2014)

Carla Martín-Toledano Martínez

**TESIS PRESENTADA Y PUBLICAMENTE
DEFENDIDA PARA LA OBTENCION
DEL TITULO DE
MASTER DE CIENCIAS EN
GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE**

Alicante, a 1 de Junio de 2017

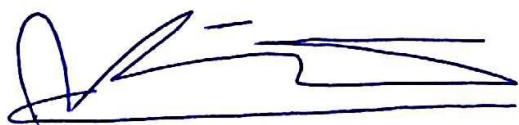
Análisis de las capturas de tintorera, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la pesquería española de palangre de superficie tradicional en el Mediterráneo occidental (2000-2014)

Carla Martín-Toledano Martínez

Trabajo realizado en el Centro Oceanográfico de Málaga del Instituto Español de Oceanografía, bajo la dirección del Dr. Juan Antonio Camiñas y el Dr. David Macías.

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master de Ciencias en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Vº Bº Director



Fdo: Dr. Juan Antonio Camiñas



Fdo: Dr. David Macías López

Autor



Fdo: Carla Martín-Toledano Martínez

Málaga, a 30 de Mayo de 2017

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer este trabajo, a todo el equipo de Túnidos del Instituto Español de Oceanografía, que tanto me ha ayudado durante estos 9 meses de aprendizaje. Concretamente a mis tutores Dr. Juancho Camiñas y Dr. David Macías, por su valiosa guía y contagioso ímpetu con que contribuyeron a la realización del presente trabajo. También agradecer al Dr. Jose Carlos Báez y a Salvador García-Barcelona, quienes tantas horas perdieron conmigo y tantas consultas tuvieron que aguantar. Gracias por la paciencia. Agradezco enormemente este trabajo a Josextu Urbina, por todo el conocimiento que me transmitió siempre con entusiasmo y amabilidad. Sus explicaciones para “la abuela”, nunca fallaron. Eres un “capo”. Por la compañía, entretenimiento y desahogos, agradezco también este trabajo a Maco, fiel compañera.

Agradecer al Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza, CIHEAM, en la persona del Dr. Bernardo Basurco y a la Universidad de Alicante, en nombre del Dr. Jose Luis Sánchez Lizaso, por la genial organización llevada a cabo para la realización de este Master y por estar siempre presentes para cualquier consulta. Muchas gracias.

Por otro lado, agradecer a los observadores a bordo de los buques palangreros del Mediterráneo, quienes hicieron posible la recopilación de los datos utilizados en este estudio.

Agradecer a todos mis compañeros de Master, y en especial a Salva y Paco, quienes amenizaron mis horas durante el primer año, me ayudaron con cualquier problema y me hicieron crear una amistad eterna. Con vosotros las risas estaban aseguradas.

Por último pero no menos importante, quiero agradecer este trabajo al motor que ha hecho que no me rindiera durante todo este tiempo, aun cuando todo se complicaba ellos siempre estuvieron ahí. Gracias a mi familia, y sobre todo a ti, Isaac. Habéis sido la guía para alcanzar esta meta.

RESUMEN

Actualmente no existe ninguna pesquería específica dirigida a la pesca de tiburones en el mar Mediterráneo. Sin embargo la pesquería de palangre dirigida al pez espada, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758) supone una amenaza para la tintorera (*Prionace glauca*), la cual reporta las mayores capturas, tanto a nivel mundial como en el Mediterráneo. El objetivo del presente estudio es mejorar el conocimiento científico acerca de las interacciones de la tintorera con el palangre de superficie tradicional (LLHB) utilizado por la flota española en el Mediterráneo occidental, para el periodo 2000 a 2014, así como modelar los factores que determinan la captura de dicha especie. Los datos fueron obtenidos a partir del Programa de Observadores a Bordo del equipo de Túnidos del Mediterráneo, pertenecientes al Centro Oceanográfico de Málaga (Instituto Español de Oceanografía-IEO). Este programa fue implantado en 1997 para cumplir con los requerimientos de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA) de la cual España es miembro. Para este estudio se analizaron 1732 datos de captura, y se observó que la proporción de capturas anuales observadas de *Prionace glauca* frente al total de los tiburones pelágicos capturados supuso el 94 %, frente al pez espada supuso un 16% y frente al total de las capturas un 7%. Los valores de captura acompañante (*bycatch*) por unidad de esfuerzo (BPUE) determinaron un sesgo temporal, por lo que fue imposible determinar si las abundancias de *Prionace glauca* están en declive o se mantienen estables. En este sentido, no se observó ningún tipo de ciclicidad temporal debido a la ausencia de una serie de datos homogénea. Sin embargo los máximos de BPUE (individuos x 1000 anzuelos) se dieron en primavera y verano. Por otro lado se obtuvo un sex ratio 1:0,47 (hembras:machos). Finalmente se usó la regresión logística binaria para obtener modelos explicativos de las capturas de tintorera en función de los diferentes factores estudiados. Se obtuvieron modelos lineales generalizados explicativos significativos en todos los casos, donde la variable más explicativa resultó ser *barco*, según el estadístico de Wald. Sin embargo las variables *salinidad* y *distancia a ciudades con más de 100.000 habitantes* (Distciudad) no presentaron ningún valor explicativo. A su vez *calada latitud inicial* (CLTI), *calada longitud inicial* (CLOI), *Distancia al Estrecho de Gibraltar* (Distestre), *mes*, *estación*, *salinidad* y *distancia entre los chicotes* (Distchic) presentaron una correlación significativa con respecto a las capturas de *Prionace glauca*. Por último, se concluye que la captura de tintorera no sólo se produce como una captura acompañante de la pesquería de palangre, sino que existen determinadas circunstancias que pueden hacer dirigir el esfuerzo de un estrato de la flota hacia esta especie en el mar de Alborán.

Palabras clave: elamosbranquios, *Prionace glauca*, palangre de superficie tradicional (LLHB), Mediterráneo occidental, regresión logística binaria, *bycatch*.

ABSTRACT

Currently, there is not a specific fishery of sharks in the Mediterranean Sea. However, the longline fishery focused on the swordfish, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758) involve a threat to the blue shark (*Prionace glauca*), which reports the most worldwide captures in the Mediterranean Sea. The aim of this study is to improve the scientific knowledge about the interactions between the blue shark and the long line-home base used by the Spanish fleet in the Western Mediterranean Sea, from the period 2000 to 2014, as well as to model the determination factors for the capture of this species. The results were obtained from the Onboard Observers Program of the Mediterranean Tunidos team, part of the Oceanographic Center of Malaga (Spanish Institute of Oceanography- IEO). This program was created in 1997 to accomplish the requirements of the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), where Spain is a member. For this study, 1732 capture data were analyzed, and it was observed that the proportion of the *Prionace glauca* annual captures versus the total of captured pelagic sharks was 94%, versus the swordfish which was 16% and versus the total amount of captures which was 7%. The bycatch results per unit of effort (BPUE) determined a temporary bias, which made it impossible to determinate if the *Prionace glauca* abundance is acclivous or if it is maintaining stability. In this sense, no type of temporal cyclicity due to the absence of a series of homogenic data. However the maxima BPUE were given in spring and summer. On the other hand, was obtained a sex ratio 1:0,47 (females:males). Finally a binary logistic regression was used to obtain explanatory models of the blue shark captures from the different studied factors. Significant explanatory models were also obtained in every case, where the most explanatory variable was *barco*, according with the statistics of Wald. Nevertheless, the variables *salinity and distance to cities with more than 100.000 habitants*, did not present any explanatory valor. At the same time, (*initial latitude (CLTI)*, *initial length (CLOI)*, *Distance to the Strait of Gibraltar*, *month*, *season*, *salinity and distance between the whips* presented a significant correlation respect to the *Prionace glauca* captures. Finally, it is concluded that the catch of the blue shark does not occur just as a bycatch in the longline fishery, but there are certain circumstances that may lead to a stratum of the fleet fishing effort on this species in the Alboran Sea.

Key words: elasmobranchs, *Prionace glauca*, long line-home base (LLHB), Western Mediterranean Sea, binary logistic regression, bycatch.

INDICE GENERAL

INDICE DE FIGURAS	ix
INDICE DE TABLAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS	xii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Antecedentes del problema, justificación y objetivos	1
1.1.1 Antecedentes del problema	1
1.1.2 Justificación y objetivos del trabajo	1
1.2 Los conductos	2
<i>Prionace glauca</i>	3
<i>Hábitat y ecología</i>	3
<i>Reproducción y migraciones</i>	4
<i>Alimentación</i>	5
1.3 Pesquería de palangre de superficie	5
1.3.1 Historia de la pesquería española de palangre de superficie tradicional	5
1.3.2 Descripción de la flota palangrera española del Mediterráneo	6
1.3.3 Características técnicas del palangre de superficie tradicional (LLHB)	7
1.3.4 Legislación del palangre de superficie en aguas de soberanía española, con un especial énfasis en el caladero Mediterráneo	9
1.3.5 Evolución de las capturas de <i>Prionace glauca</i>	11
1.4 <i>By-catch</i> ocasionado por el palangre de superficie	12
1.5 Efecto de las variables explicativas en las capturas de <i>Prionace glauca</i>	14
METODOLOGÍA	16
3.1 Área de estudio	16
3.1.1 Mar de Alborán	17
3.1.2 El Mediterráneo noroccidental	18
3.2 Origen de los datos pesqueros	18
3.3 Análisis de los datos	20
3.3.1 Capturas observadas de tintorera	20
3.3.2 Análisis de series temporales	22
3.3.3 Variables explicativas	23
3.3.3 Modelos Lineales Generalizados	28
3.3.5 Evaluación de los modelos	32

4. RESULTADOS	34
4.1 Capturas nominales observadas de tintorera	34
4.1.1 BPUE estacionales por año	38
4.1.2 Análisis anual del sexo en las capturas	41
4.2 Análisis de series temporales	43
4.3 Modelos explicativos de la capturas observadas de <i>Prionace glauca</i>	44
<i>Efecto de la estrategia de pesca</i>	46
5. DISCUSIÓN	52
<i>Variables explicativas</i>	55
• <i>Factores ambientales y oceanográficos</i>	55
• <i>Factores geográficos</i>	58
• <i>Factores antropogénicos</i>	58
• <i>Factores técnicos operacionales</i>	58
<i>Efecto de la estrategia de pesca</i>	59
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	62
BIBLIOGRAFÍA.....	64
ANEXO I	81

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución geográfica de <i>Prionace glauca</i> (Compagno, 1984).	3
Figura 2. Ejemplar de <i>Prionace glauca</i> , destacando sus partes más características.	4
Figura 3. Esquema de un palangre de superficie tradicional. Se observa en detalle un tramo del mismo. Modificado De la Serna et al., (2004).	7
Figura 4. Radiobaliza utilizada en el palangre. Se trata de una baliza de gran resistencia que posee una antena de radio y un emisor de baja frecuencia, que emite una señal de radio, además presenta un receptor radar, todo ello alimentado por una batería en la base.	8
Figura 5. Histórico de capturas (toneladas) de <i>Prionace glauca</i> reportadas a FAO.	12
Figura 6. Distribución de las operaciones de pesca observadas en los palangreros de superficie tradicionales dirigidos al pez espada (LLHB).	16
Figura 7. Giro de Alborán, con el Giro occidental anticiclónico de Alborán y el Giro oriental de Alborán. La zona gris muestra la importante zona de la productividad del fitoplancton. Fuente: Hauschildt y Baron (1999).	18
Figura 8. Base de datos MEDSEA_REANALYSIS_PHYS_006_004.	24
Figura 9. Los puntos representan la capa con los lances con captura observada en el periodo de estudio (2000-2014).	25
Figura 10. Los puntos naranjas representan la capa con las ciudades de más de 100.000 habitantes.	27
Figura 11. Representación gráfica idealizada del modelo logístico.	30
Figura 12. Ratio de captura nominal de tintorera/SWO, de tintorera/captura total y de tintorera/tiburones pelágicos, capturados por el métier LLHB para los años 2000 a 2014 representado en forma de porcentaje.	38
Figura 13. Resultados del BPUE medio estacional (individuos x 1000 anzuelos) a lo largo de la serie histórica (2000-2014) para <i>P. glauca</i> . Cada gráfica se presenta en escalas distintas.	39
Figura 14. Resultados de BPUE medio estacional (individuos x 1000 anzuelos) para la serie histórica (2000-2014) para <i>P. glauca</i>	40
Figura 15. Resultado del análisis del BPUE medio anual (individuos x 1000 anzuelos) de <i>P. glauca</i>	41

Figura 16. Resultado de las capturas anuales, por sexos. tintorera: <i>Prionace glauca</i> sexo indeterminado; PGM: <i>Prionace glauca</i> macho; PGH: <i>Prionace glauca</i> hembra.....	42
Figura 17. Análisis espectral, de la presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas (2000-2014).	43
Figura 18. Autocorrelación temporal observada para la presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas por año para el periodo 2000-2014 en el área de estudio.....	44
Figura 19. Función logística con $\beta_0 + \beta_{ix} + e$ en el eje horizontal y $\pi(x)$ en el eje vertical. Punto de corte de las probabilidades.	47
Figura 20. Efecto de las variables explicativas seleccionadas en el modelo final 6.....	48
Figura 21. Efecto de las variables explicativas seleccionadas en el modelo final 7.....	49
Figura 22. Interpretación de la correlación de la variable mes.....	51
Figura 23. Interpretación de la correlación de la variable estación.	51

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características técnicas de las embarcaciones participantes en el estudio y el puerto base al que pertenecen (longitud y latitud asociada al puerto base). El nombre de las embarcaciones está codificado para preservar el anonimato de los pescadores.	21
Tabla 2. Resumen de la codificación y tipo de variables utilizadas.	28
Tabla 3. Resumen de los datos anuales analizados (2000-2014). PGO: <i>Prionace glauca</i> con sexo indeterminado; PGM: <i>Prionace glauca</i> macho; PGH: <i>Prionace glauca</i> hembra.....	35
Tabla 4. Número de individuos observados en las capturas anuales llevadas a cabo por el métier LLHB de la flota española actuante en el Mediterráneo occidental.	37
Tabla 5. Porcentaje de capturas observadas de tintorera frente a la especie objetivo (SWO) del métier, frente a la captura total observada, y frente al total de tiburones pelágicos capturados.	37
Tabla 6. Importancia de las variables mes y estación según el criterio de información de akaike (AIC) y de Nagelkerke R^2	45
Tabla 7. Importancia relativa de las variables explicativas (estadístico de Wald) para el modelo 1. χ^2 es el estadístico chi-cuadrado de Wald; df: son los grados de libertad y P: es el p-valor..	45
Tabla 8. Importancia relativa de las variables explicativas (estadístico de Wald) para el modelo 6. χ^2 es el estadístico chi-cuadrado de Wald; df: son los grados de libertad y P: es el p-valor..	47
Tabla 9. Importancia relativa de las variables explicativas (estadístico de Wald) para el modelo 7. χ^2 es el estadístico chi-cuadrado de Wald; df: son los grados de libertad y P: es el p-valor..	49
Tabla 10. Correlaciones (rpb).	50
Tabla 11. Correlaciones V de Cramer.....	50

LISTA DE ABREVIATURAS

AIC: Criterio de información de Akaike

AUC: Área bajo la Curva

CICAA-ICCAT: Comisión Internacional para la Conservación del atún del Atlántico

CLOI: longitud de la calada inicial

CLTI: latitud de la calada inicial

CPC: Partes contratantes y Partes , Entidades o Entidades pesqueras no contratantes colaboradoras.

CUP: Censo Unificado de Palangre de Superficie.

Distcost: distancia a la costa

Distciud: distancia a ciudades con más de 100.000 habitantes

Distchic: distancia entre chicotes

Distestre: distancia al Estrecho de Gibraltar

FAO: Food and Agriculture Organization of United Nations

IEO: Instituto Español de Oceanografía

LLALB: palangre de superficie a la deriva dirigido al atún blanco.

LLAM: palangre de superficie con rulo Americano

LLBFT: palangre japonés

LLHB: palangre de superficie tradicional

LLSP: palangre de fondo o piedra bola

NOAA: Administración Nacional Oceánica y Atmosférica

PGH: *Prionace glauca* hembra

PGM: *Prionace glauca* macho

PGO: *Prionace glauca* indeterminado

PTP: Permiso Especial de Pesca

SST: Temperatura superficial del agua

SWO: pez espada

TAC: Total Admisible de Cuota

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes del problema, justificación y objetivos

1.1.1 Antecedentes del problema

En los últimos años, se han reportado importantes declives en las poblaciones de tiburones en varias regiones del mundo (Baum *et al.*, 2003; Ferretti *et al.*, 2008; Clarke, 2011) los cuales se atribuyen a capturas acompañantes (denominado en literatura científica internacional con el término inglés de “*by-catch*”). Los elasmobranquios son capturados accidentalmente en la mayoría de las pesquerías del mundo (Camhi *et al.*, 1998). Aunque no existe una pesquería específica de tiburones en el mar Mediterráneo, las pesquerías de palangre dirigidas al pez espada y atunes suponen una importante problemática (CICCA, 2001).

Debido a la gran presión ejercida mundialmente sobre los elasmobranquios, muchas especies han sido incluidas en la lista roja de especies amenazadas de la *Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales-UICN*.

Concretamente la especie de tiburón que reporta mayores capturas, tanto a nivel mundial como en el Mediterráneo es *Prionace glauca* (Buencuerpo *et al.*, 1998; Francis *et al.*, 2001; de la Serna *et al.*, 2002; Lewison *et al.*, 2004; Harrington *et al.*, 2005; Megalofonou *et al.*, 2005a,b; Gilman *et al.*, 2007; Griggs y Baird, 2013). Esta especie suele ser capturada en volúmenes incluso más altos que las especies objetivo en la pesquería de palangre de superficie, suponiendo un total de 20 millones de individuos capturados anualmente (Francis, 2013; UICN, 2016).

Según la lista roja de la UICN (2016) (disponible en: www.redlist.org) su estado de conservación es Casi Amenazado “*Near Threatened*” de forma global y en Peligro Crítico “*Critically Endangered*” en el Mediterráneo.

1.1.2 Justificación y objetivos del trabajo

Además de por su interés biológico, su papel en el ecosistema y los abundantes datos de captura que presenta a lo largo de toda la serie histórica utilizada, esta especie fue seleccionada para este estudio por su estado de conservación crítico. Recientemente la Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico (CICAA-ICCAT), ha acordado establecer un plan de gestión y conservación para el pez espada para los próximos 15 años que fija un Total Admisible de Capturas (TAC) de esta especie en 10.500 toneladas en 2017 que se irán reduciendo progresivamente (un 3% anual entre 2018 y 2022). Este hecho hará que la pesquería de palangre de superficie redirija su esfuerzo a la captura de especies afines, como es la tintorera.

Por ello, es importante el estudio de esta especie para poder evitar la sobreexplotación de la misma. Por tanto, el objetivo general de este estudio es mejorar el conocimiento científico acerca de las interacciones de la especie *Prionace glauca* (clase Chondrichthyes) con el palangre de superficie tradicional utilizado por la flota española y dirigida a la captura de pez espada, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758) como especie objetivo en el Mediterráneo occidental, en el periodo 2000 a 2014.

Y los objetivos específicos:

- i. Describir las condiciones en las que se producen las capturas observadas de tintorera (*Prionace glauca*) en el palangre de superficie tradicional a lo largo de la serie histórica señalada.
- ii. Analizar las tendencias temporales de las capturas de la especie *Prionace glauca* desde el año 2000 al 2014.
- iii. Modelar los principales factores que determinan la captura de la especie.

1.2 Los condriictios

Los peces cartilaginosos que incluyen quimeras, rayas y tiburones, forman la clase Chondrichthyes, y son un grupo muy conservador desde el punto de vista evolutivo y relativamente pequeño (aproximadamente 1200 especies). Sin embargo, a pesar de su éxito evolutivo, actualmente muchos condriictios se encuentran amenazados de extinción como resultado de las actividades humanas (Cavanagh y Gibson, 2007). Debido a sus estrategias biológicas (crecimiento lento, maduración sexual tardía y una tasa de reproducción baja), son muy poco productivos y especialmente vulnerables a la mortalidad por pesca (Musick, 1999; Cailliet *et al.*, 2005). Estos organismos priorizan la supervivencia de la descendencia sobre el número de descendientes. Así se invierte gran cantidad de energía durante el periodo reproductivo por parte de las hembras, para producir neonatos mayores con alto grado de independencia y con bajas tasas de mortalidad natural. Ese hecho genera un bajo número de descendientes con gran expectativa de vida. Debido a su baja mortalidad natural mantienen la población en equilibrio (Hoening y Gruber, 1990; Cailliet y Goldman, 2004; Vooren y Klippel, 2005). Estas características junto con otras amenazas como la susceptibilidad ante la contaminación y destrucción del hábitat, su compleja estructura poblacional y su naturaleza altamente migratoria, hacen que tengan muy poca capacidad de recuperación frente a la sobrepesca (Stevens *et al.*, 2000; Myers y Worm, 2005).

Los Chondrichthyes incluyen a las subclases, Elasmobranchii (tiburones y rayas) y Holocephali (quimeras) (Compagno, 2005).

Los Elasmobranchii son considerados predadores, en su gran mayoría, que ocupan posiciones superiores en las cadenas tróficas en ambientes pelágicos, demersales, abisales, costeros, estuarinos o dulceacuícolas (Compagno, 1991; Camhi *et al.*, 1998; Wetherbee y Cortés, 2004; Dias, 2011). Como ocurre con los predadores

apicales, el declive de sus poblaciones causaría serios problemas en los ecosistemas donde habitan (Hall *et al.*, 2000). Son un grupo grande y variado de peces mandibulados, que posee 51 familias y 165 géneros, siendo aproximadamente descritas 937 especies conocidas de posiblemente 1100 especies existentes, habitando en ambientes marinos costeros y profundos de ecosistemas de latitudes tropicales subtropicales y templados (Compagno, 1990; Camhi *et al.*, 1998; Cortés, 2010).

Prionace glauca

Hábitat y ecología

Prionace glauca (tintorera en adelante), también llamado tintorera o caella (*blue shark* en inglés), es el condricio más ampliamente distribuido en los océanos del mundo, encontrándose en aguas tropicales, subtropicales y templadas, desde los 60°N hasta los 50°S (**Figura 1**) siendo consecuentemente el mayor componente de las capturas accidentales con palangre de superficie (Quaggio, Kotas y Hostim, 2008; Siqueira, 2013).

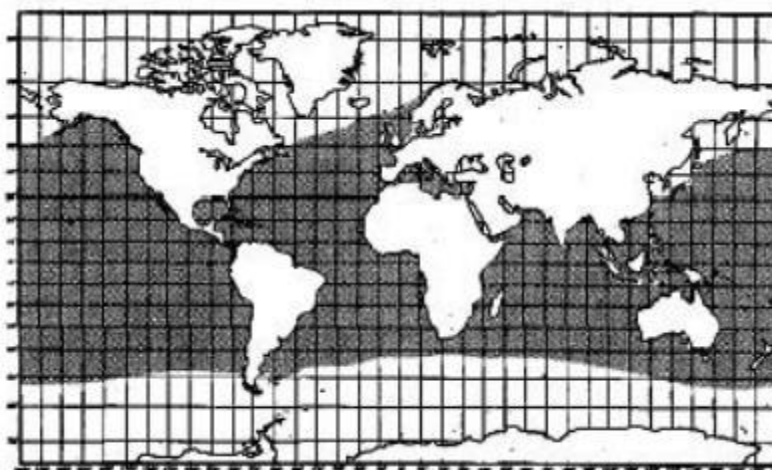


Figura 1. Distribución geográfica de *Prionace glauca* (Compagno, 1984).

Se trata de una especie pelágica y con distribución oceánica. A pesar de ser considerado un tiburón oceánico, la tintorera puede ser eventualmente observada en zonas neríticas, principalmente en regiones con plataforma continental estrecha, o alrededor de islas oceánicas (CICAA, 2010).

Los ejemplares de esta especie se encuentran frecuentemente próximos a la superficie en temperaturas entre 7° y 16°C y también en profundidades con temperaturas variando entre 11,2° y 27,7°C (Domingo *et al.*, 2008).

El cuerpo de la tintorera (**Figura 2**) es alargado, con el hocico prominente y en forma de cono. Tiene cinco hendiduras branquiales cortas. Los ojos son grandes y redondeados. Las aletas pectorales son largas. Los dientes son altos, estrechos y ligeramente curvados, en forma triangular y con los márgenes serrados. Su coloración es muy característica, tienen el dorso de color azul oscuro, azul más claro en los lados y el

vientre de color blanco. Machos y hembras pueden diferenciarse debido a que las hembras tienen la piel bastante más gruesa que la de los machos para resistir las extensas mordeduras durante el cortejo. Los machos cuentan con pterigópodos (aletas pélvicas modificadas) bien diferenciados en los adultos (CICAA, 2010).



Figura 2. Ejemplar de *Prionace glauca*, destacando sus partes más características.

Reproducción y migraciones

La tintorera es una especie vivípara placentaria, con camadas de 35 individuos de promedio, siendo el máximo registrado de 135, después de un período de gestación de 9 a 12 meses. Al nacer las crías presentan de 35 a 50 cm de longitud. La información sobre la biología reproductiva de *tintorera* en el Mediterráneo es muy escasa, aunque se sabe que la reproducción ha sido reportada como estacional en la mayoría de las áreas, con los juveniles a menudo nacidos en primavera o verano (CICAA, 2014) a pesar de que los períodos de ovulación y parto pueden ser extendidos (Hazin *et al.*, 1994).

La longevidad es de aproximadamente 20 años, y los machos serían maduros a la edad de 4 – 6 años, mientras que las hembras entre los 5 – 7 años (Nakano y Stevens, 2008). La talla máxima registrada de la tintorera es de 383 cm de longitud total (LT), aunque existen reportes no confirmados de individuos que podrían llegar alrededor de los 480 cm. Tanto machos como hembras alcanzan tallas similares (CICAA, 2009).

Los patrones migratorios de la tintorera no están completamente definidos, si bien en líneas generales son muy complejos y parecen relacionarse directamente con los hábitos alimenticios y sobre todo con la biogeografía reproductiva de la especie (Clarke y Stevens, 1974; Casey, 1985; Compagno, 2002; CICAA, 2009). La tintorera realiza tanto migraciones horizontales como migraciones nictimerales verticales con movimientos de la especie desde la superficie hasta cerca de 400 m durante el día y de la superficie hasta cerca de 150 m durante la noche, posiblemente debido a la estrategia de alimentación y de mantenimiento de la temperatura corporal (Casey, 1985). La duración de estas migraciones es mayor durante el día (varías horas) que durante la noche donde las migraciones se limitan a breves oscilaciones en torno a la termoclina (Sciarrotta y Nelson, 1977; Carey y Scharold, 1990).

Tiende a haber un cambio estacional en la abundancia de las poblaciones de latitudes más altas asociadas con la convergencia oceánica o zonas de frontera ya que son áreas de mayor productividad. Esta especie presenta una segregación espacial y temporal basada en la talla, el sexo y la etapa reproductiva (Megalofonou *et al.*, 2005a).

El Subcomité de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA-ICCAT) sobre Capturas Fortuitas asume tres stocks diferentes para esta especie: Atlántico norte, Atlántico sur y Mediterráneo (Anonymous, 2005).

Alimentación

El nivel trófico medio estimado para la tintorera es de 4.1, lo que la sitúa en la media de los carcarínidos como un consumidor terciario que ocupa el nivel trófico más alto en las redes tróficas pelágicas (Macías, 2003).

La tintorera se alimenta principalmente de presas relativamente pequeñas, especialmente de calamares y peces óseos. También se incluyen ocasionalmente entre sus presas, invertebrados, pequeños tiburones, cetáceos y aves (Clarke *et al.*, 1996; CICAA, 2009). Los calamares constituyen una presa muy importante de estos tiburones; algunas especies de calamares forman enormes agregaciones con fines reproductivos, a las cuales acude la tintorera para alimentarse. Se sabe que la tintorera se alimenta durante las 24 horas del día, siendo la noche el período de mayor actividad (Sciarrotta y Nelson, 1977).

1.3 Pesquería de palangre de superficie

1.3.1 Historia de la pesquería española de palangre de superficie tradicional

Los antecedentes de la pesquería española de palangre de superficie tradicional dirigido al pez espada, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758) en el Mediterráneo se remontan a principios del siglo XIX. Los primeros palangres estaban dirigidos a la captura de tiburones, especialmente el marrajo *Isurus oxyrinchus* (Rafinesque, 1810), por lo que eran conocidos por los profesionales como arte de marrajera, nombre que ha persistido hasta la actualidad, y entre cuyas capturas se cita al pez espada, como especie secundaria (Rodríguez-Santamaría, 1923). El desarrollo del palangre de superficie como pesquería específica dirigida al pez espada se inicia en el sur de España (provincias de Andalucía y Murcia) a lo largo de la primera mitad del siglo XX (Rey *et al.*, 1986a; Rey *et al.*, 1986b). Esa pesquería ya producía importantes capturas de condriictios que se comercializaban, incluyendo la tintorera y el marrajo.

A finales del siglo XX, las principales especies objetivo en las pesquerías de palangre de superficie en el Mediterráneo suroccidental se diversifican, incluyendo el atún blanco, *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788), el atún rojo, *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758) y el pez espada (de la Serna *et al.*, 2004), aunque el principal esfuerzo estaba orientado al pez espada (de la Serna *et al.*, 2004; Báez, 2007). Además de las especies objetivo, este tipo de palangre captura de forma accesorio marrajos, tintoreras,

atunes rojos, japutas *Brama brama* (Bonnaterre, 1788) o atún blanco, entre otros, que también son objeto de comercialización (Báez, 2007; Báez *et al.*, 2014; Rivetti, 2016).

La pesquería de palangre española que opera en el Mediterráneo occidental la describen detalladamente Camiñas *et al.* (2006), Báez *et al.* (2007, 2010 y 2011a) y García-Barcelona *et al.* (2010), diferenciando entre 6 *métiers*¹: cuatro de ellos orientados al pez espada como especie objetivo principal, donde se incluye el palangre de superficie tradicional (LLHB), el palangre de superficie con rulo americano (LLAM), el palangre a la deriva semi-pelágico (LLSP) y el palangre de fondo o piedra bola (LLPB). Otros palangres de superficie usados por la flota española son el palangre de superficie dirigido al atún rojo (LLBFT o LLJAP, palangre japonés) y el palangre de superficie a la deriva dirigido al atún blanco (LLALB).

1.3.2 Descripción de la flota palangrera española del Mediterráneo

La flota española que pesca con palangre de superficie en el Mediterráneo está compuesta, aproximadamente, por 64 barcos. De estas embarcaciones, 41 de ellas tienen una eslora comprendida entre los 12-18 metros y las otras 23 embarcaciones presentan una eslora entre 18-24 metros (datos extraídos del Ministerio de Agricultura y Pesca para el año 2014). Además tienen una edad media de 16 años, y en total suponen 1.539,44 GT. Por otro lado, existe un número indeterminado de embarcaciones artesanales, de pequeño porte, que faenan de forma irregular a lo largo del año, y que pueden pescar en la zona con otros artes menores. Tradicionalmente, la mayor parte de esta flota dirige su actividad, entre mayo y julio, a la pesca de atún rojo, coincidiendo con la entrada de éste en el Mediterráneo. En función del estado del mercado y de la demanda, pueden derivar a la pesca de atún blanco. A partir de finales del verano y principios del otoño la mayor parte de la flota dirige su actividad a la pesca del pez espada, bien usando el palangre de superficie *sensu stricto* o usando el aparejo denominado “palangre de superficie tradicional” una variante de esta pesquería (Macías, 2003). Por lo tanto, se puede considerar esta flota como multiespecífica y multiarte.

Sin embargo, esta flota opera en aguas nacionales e internacionales del Océano Atlántico, Índico y Pacífico y en la ZEE de los países con los que existe acuerdo comunitario o en aquellos en que han obtenido licencias privadas, y conforma el Censo Unificado de Palangre de Superficie, siendo sus capturas mayoritarias pez espada, tiburón pelágico y túnidos, y habiendo participado en esta pesquería en 2014, incluido el Mediterráneo, 203 buques, 45 mayoritariamente en aguas del Atlántico Norte, 64 en el

¹ «*Métier*»: grupo de operaciones de pesca que tienen por objeto la captura de especies (o conjuntos de especies) similares con artes similares durante el mismo período del año o en la misma zona, y se caracterizan por modelos de explotación similares. 2008/949/CE: Decisión de la Comisión, de 6 de noviembre de 2008, por la que se adopta un programa comunitario plurianual en virtud del Reglamento (CE) n.º 199/2008 del Consejo, relativo al establecimiento de un marco comunitario para la recopilación, gestión y uso de los datos del sector pesquero y el apoyo al asesoramiento científico en relación con la política pesquera común.

Mediterráneo y 94 en otras aguas. Todas ellas representan un total de 45032,7 GT (Ministerios de Agricultura y Pesca para el año 2014).

1.3.3 Características técnicas del palangre de superficie tradicional (LLHB)

Según la Orden AAA/658/2014, de 22 de abril, vigente a fecha de la lectura de la presente memoria (BOE núm. 102, páginas 33153-33168), por la que se regula la pesca con el arte de palangre de superficie para la captura de especies altamente migratoria, el palangre de superficie se define como: “un arte o aparejo de pesca formado por un cabo principal denominado línea madre, de longitud variable, del que penden a intervalos otros llamados brazoladas, a los que se empatan anzuelos de distinto tamaño, según el recurso pesquero al que se apliquen. En los extremos y a lo largo del cabo madre se disponen los necesarios elementos de fondeo y flotación para mantener el aparejo a distintas profundidades pero siempre sin apoyar o tener contacto alguno con el fondo marino”. [.....] (Figura 3).

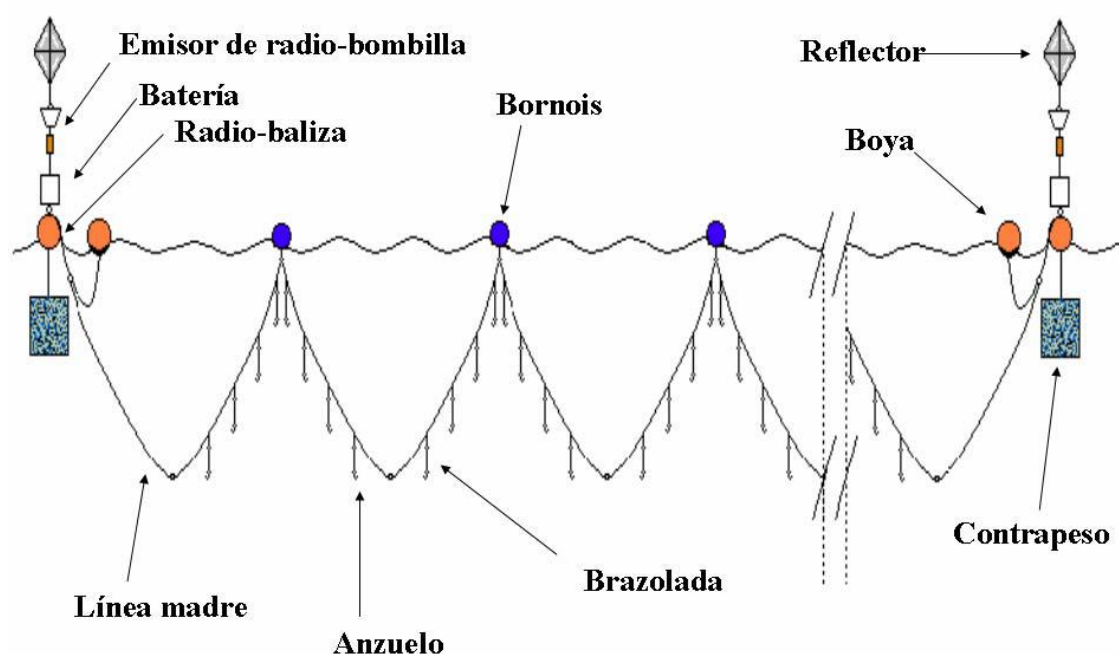


Figura 3. Esquema de un palangre de superficie tradicional. Se observa en detalle un tramo del mismo. Modificado De la Serna *et al.*, (2004).

El palangre de superficie tradicional, conocido en la literatura anglosajona como “long line-home base” (abreviado LLHB), tiene como especie objetivo el pez espada. La longitud de la línea principal del aparejo o línea madre varía entre 37 y 65 km de longitud (cuyos extremos se conocen como chicotes), fabricada en nylon de 2 mm de grosor sobre la que se disponen un número variable de anzuelos (entre 1500 y 4000) tipo “J” o mustad del nº2, (7,5 x 2,5 cm). Los anzuelos se disponen en grupos de 4 a 6 conformando una unidad que se denomina trueca, limitada por dos bornois o flotadores. Los bornois (o flotadores), son boyas de pequeñas dimensiones, y se suele usar cualquier objeto que flote, como garrafas de agua, pelotas de juguete. Los anzuelos se

unen a la línea madre por medio de un sedal denominado brazolada de 1,3 mm de grosor y de 5 a 5,5 brazas (9 a 10 m aproximadamente) de longitud, que se engancha a un grillete que se encuentra en la línea madre (Báez, 2007). Entre dos grilletes pueden existir 12 brazas de separación. La “bola” (verdadera boya de plástico duro) se usa como centro de cada tramo. Cada 24 ó 26 truecas aproximadamente, se delimita un tramo mediante radio-balizas (**Figura 4**) en cada extremo. En total se calan 16 a 26 tramos en función del tiempo que se quiere emplear para subir el aparejo a bordo (García-Barcelona *et al.*, 2010a). Por lo general se cala el máximo de tramos posible pero, si se pesca cerca de la costa, de lunes a viernes se suele calar un menor número de tramos para subir pronto el aparejo a bordo, ya que los cerqueros y barcos de arrastre, que salen a faenar de madrugada, podrían dañarlo.

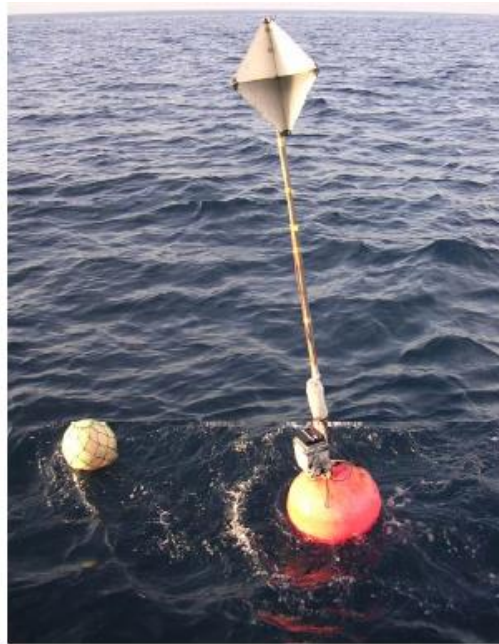


Figura 4. Radiobaliza utilizada en el palangre. Se trata de una baliza de gran resistencia que posee una antena de radio y un emisor de baja frecuencia, que emite una señal de radio, además presenta un receptor radar, todo ello alimentado por una batería en la base.

La carnada o cebo utilizado suele ser caballa (*Scomber scombrus*) o estornino (*Scomber colias*) de aproximadamente 25 a 30 cm de longitud (García-Barcelona *et al.*, 2010) muchas veces originalmente congelado; sin embargo, en función de la época de pesca y el precio, también se utilizan otros tipos de cebos como *Illex sp.*, fundamentalmente *Illex illecebrosus* (Lesueur, 1821) o alacha (*Sardinella aurita*). El cebo de pescado se puede insertar en el anzuelo a través de los ojos o por la cola. Se prefiere encarnar por la cola, ya que según opinan los pescadores, el pez espada come por la cabeza, por lo que así se favorece la captura; sin embargo si hay marejada y fuertes corrientes, el pez encarnado por la cola oscila mucho, pudiendo enredar el sedal en la línea madre, por lo que en estas circunstancias se encarna por los ojos. A la hora de cebar los anzuelos, se sigue una serie repetitiva; así se suele encarnar un estornino

fresco, otro recuperado de la calada anterior y una pota, aunque cada patrón puede variar esta secuencia (Báez, 2007).

La profundidad a la que se sitúa el aparejo de pesca es entre los 30-50 m (Báez *et al.*, 2007), siendo el *métier* más superficial el palangre de superficie dirigido al atún blanco (LLALB). Para modificar la profundidad de pesca se altera el número de bornois por tramo, de forma que a mayor número de bornois menor profundidad (mayor flotabilidad del aparejo), aunque en ocasiones para aumentar la profundidad se colocan los bornois directamente en la línea de los anzuelos, aumentando la longitud de la línea madre entre los bornois y la línea madre. Para atraer a las presas además se utilizan luces químicas y eléctricas. En este tipo de palangre generalmente se inicia la calada a media tarde (3-5 p.m.) finalizando antes de la media noche (9-10 p.m.). Las horas efectivas de pesca son las nocturnas. El aparejo se comienza a virar entre las 2-3 de la madrugada, tras unas horas de reposo, finalizando la subida a bordo de la pesca después del amanecer (Báez *et al.*, 2007) realizando mareas de uno o varios días ya que se tratan de embarcaciones pequeñas. Este aparejo se utiliza a lo largo de todo el año (Macías *et al.*, 2012) al igual que el palangre pelágico americano (LLAM), a excepción de los periodos de veda.

1.3.4 Legislación del palangre de superficie en aguas de soberanía española, con un especial énfasis en el caladero Mediterráneo

La regulación del arte de palangre ha ido evolucionando a través de distintas Órdenes ministeriales: Orden de 18 de enero de 1984 por la que se regula la pesca con arte de palangre de superficie; Orden de 8 de enero de 1993 que regula la pesca de la flota de palangre de superficie de caladeros internacionales, y que crea el censo especial de buques palangreros de superficie de caladeros internacionales, como subgrupo del Censo General de Palangre de Superficie; Orden de 6 de noviembre de 1995 que regula la actividad de la flota española dirigida al pez espada; y Orden de 8 de marzo de 1999 por la que se regula la pesca con el arte de palangre de superficie en el caladero Mediterráneo. El impacto medioambiental de las técnicas de pesca en las pesquerías de palangre de superficie está contemplado en la Orden APA/1127/2002, de 13 de mayo, por la que se establecen medidas para reducir la mortalidad incidental de las aves marinas. La Orden de 27 de julio de 2006, por la que se regula la pesca con el arte de palangre de superficie para la captura de especies altamente migratorias y por la que se crea el censo unificado de palangre de superficie (CUPS), que unifica las anteriores respetando las normas de la Orden de 8 de marzo de 1999, para el caladero Mediterráneo.

La legislación vigente en la actualidad (que subroga toda la legislación anterior) es la Orden AAA/658/2014, de 22 de abril, por la que se regula la pesca con el arte de palangre de superficie para la captura de especies altamente migratorias, al objeto de adaptar la normativa nacional a las nuevas disposiciones de la Unión Europea e incorporar las recomendaciones emanadas de las Organizaciones Regionales de Pesca

en las cuales faena la flota de palangre de superficie. Dentro de este apartado cabe destacar, las medidas de gestión para el pez espada del Mediterráneo adoptadas en el seno de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA), así como las nuevas directrices en materia de pesca de tiburones y capturas fortuitas. Esta Orden queda modificada por la Resolución del 12 de Febrero de 2016 donde se indica la zona donde tienen derecho a pescar cada uno de los barcos incluidos en el censo, así como el porcentaje de cuota de acceso en las zonas sometidas a Totales Admisibles de Capturas (TAC's) y cuotas.

Mediante esta última Orden se establece que los buques incluidos en el CUPS deberán disponer de un permiso temporal de pesca para el ejercicio de la pesquería, y el armador, por sí mismo o a través de las entidades asociativas que le representen, deberá solicitar antes del 15 de noviembre de cada año a la Dirección General de Ordenación Pesquera dicho permiso especial de pesca de carácter temporal (PTP), de conformidad con el artículo 25 de la Ley 3/2001, de 26 de marzo, de Pesca Marítima del Estado. La pesca con arte de palangre de superficie podrá ejercerse de forma continua a lo largo de todo el año excepto durante los periodos de veda establecidos (el pez espada del Mediterráneo no se podrá capturar, retener a bordo, transbordar o desembarcar durante el periodo del 1 de Enero al 31 de Marzo). Asimismo, la Dirección General de Recursos Pesqueros y Acuicultura podrá establecer limitaciones en el ejercicio de esta actividad pesquera si se considera necesario en función de la situación de los recursos. Cada embarcación autorizada para esta pesquería deberá llevar a bordo exclusivamente aparejos de palangre de superficie, pudiendo conservar a bordo únicamente especies de superficie o pelágicas, quedando expresamente prohibido la captura y retención a bordo de especies demersales. En su caso, la concesión de PTPs estará condicionada a la presentación previa del plan de observadores y este permiso será concedido para un periodo máximo de un año natural

En el supuesto de que algún armador desee faenar en una zona donde no posea derecho de acceso, deberá remitir una solicitud a la Dirección General de Ordenación Pesquera y se deberán cumplir ciertos requisitos específicos.

La legislación vigente contempla que el palangre de superficie, para el área del Mediterráneo, no excederá de 30 MN (55 km) de longitud como máximo de línea madre, 3500 anzuelos como máximo y para mareas de más de dos días se puede permitir llevar a bordo un segundo conjunto de anzuelos montados siempre que estén debidamente amarrados y estibados en las cubiertas inferiores (distinta a la utilizada para el largado del aparejo) para que no puedan ser utilizados fácilmente (aunque se recomienda 2800 anzuelos por buque), el tamaño del anzuelo no deberá ser nunca inferior a 7 cm para el pez espada y tiburones. La línea madre no podrá ser inferior a 1,80 mm y las brazoladas tendrán un grosor mínimo de 1,30 mm, estableciéndose una distancia entre brazoladas no inferior a 20 metros.

Con el fin de proteger al juvenil de pez espada, las Partes contratantes y Partes, Entidades o Entidades pesqueras no contratantes colaboradoras (CPC), tomarán las medidas necesarias para prohibir que se capture, retenga a bordo, transborde, desembarque, transporte, almacene, venda, exponga u ofrezca para su venta pez espada del Mediterráneo que mida menos de 100 cm LJFL o, como alternativa, que pese menos de 11,4 kg de peso vivo o 10,2 kg de peso eviscerado y sin agallas.

Sin embargo, las CPC podrán conceder tolerancias a los buques que hayan capturado incidentalmente peces pequeños por debajo de la talla mínima, con la condición de que esta captura incidental no supere el 5% en peso y/o en número de los ejemplares, por desembarque, de la captura total de pez espada de dichos buques.

Respecto a las señalizaciones, el balizamiento de los palangres de superficie se efectúa mediante boyas de color provistas de reflector radar o bandera de 50 por 40 centímetros, con mástil de dos metros de altura, como mínimo, durante el día o con luz blanca visible a una distancia mínima de dos millas, de noche, situadas a intervalos de una milla a partir de cualquiera de sus cabeceros. Las boyas han de recoger en su parte visible la matrícula y el folio del buque palangrero. El cabecero situado más al norte o más al oeste ha de llevar, según sea de día o de noche, dos banderas superpuestas verticalmente o dos luces blancas de las medidas o características indicadas anteriormente.

Las medidas propuestas para evitar la captura de aves y tortugas marinas en la legislación vigente son: i) los palangres deberán calarse preferentemente entre el anochecer y el amanecer, no debiéndose encender otras luces exteriores que las estrictamente necesarias para la seguridad de la navegación y de las operaciones de pesca; ii) si durante las operaciones de calado o virado de los palangres resultara inevitable el vertido al mar de restos de pescado, éste deberá realizarse en el costado opuesto a aquél en que esté calado el arte de pesca; iii) en caso de que las aves o las tortugas queden enganchadas en los anzuelos, se procurará liberarlas con vida retirando los mismos sin dañarlas; y iv) se propiciará el uso de dispositivos que impidan la captura de aves y tortugas.

1.3.5 Evolución de las capturas de *Prionace glauca*

La pesca marina mundial ha sufrido cambios significativos desde la década de 1950. En consecuencia, el volumen de pesca y los desembarques también han variado a lo largo del tiempo. Las variaciones de los desembarques con el tiempo difieren según la zona, en función del nivel de desarrollo urbano y económico y de los cambios que hayan experimentado los países del entorno.

Según los datos de captura de tintorera reportados a FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), se tiene idea de la magnitud de toneladas que se capturan anualmente, aunque muchas de estas capturas no son

reportadas y otras se capturan de forma ilegal. Teniendo en cuenta que la flotas que reportan mayores capturas de tintorera en el Mediterráneo son la española, francesa, italiana, maltesa y portuguesa, observamos (**Figura 5**) que en las estadísticas de FAO se pueden diferenciar 3 periodos de captura. El primero de ellos, desde 1996-2000, donde el único país en que se observan capturas es España, con un máximo de 146 toneladas en 1997. El segundo periodo corresponde con el año 2001-2005, donde los máximos de captura de tintorera se asocian con la flota portuguesa. Además, las mayores toneladas reportadas para este periodo corresponden con el año 2004 con 128 toneladas. Y el último periodo, coincide con los años 2006-2013. En este último periodo la flota que reporta las mayores capturas es Italia, a excepción de los años 2011 y 2012, donde los picos corresponden a España.

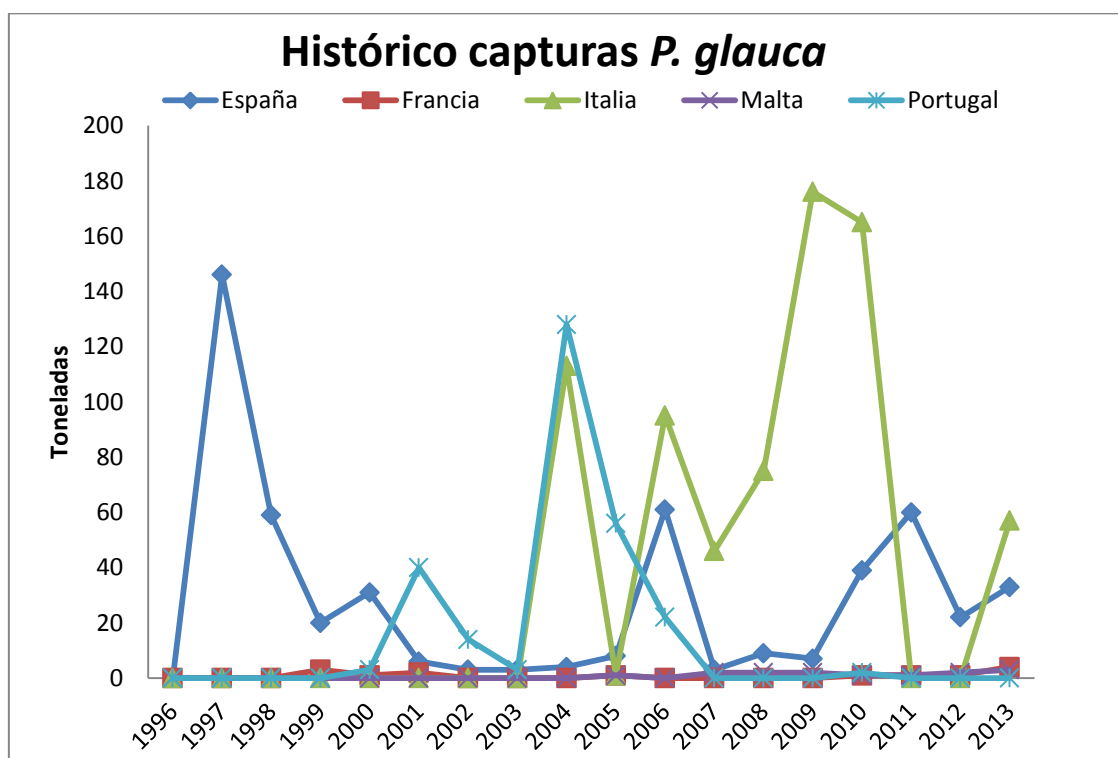


Figura 5. Histórico de capturas (toneladas) de *Prionace glauca* reportadas a FAO.

1.4 By-catch ocasionado por el palangre de superficie

Habitualmente, *by-catch* (=bycatch) es traducido al español como captura accesoria, sin embargo, también se traduce como: captura incidental (glosario de términos de la FAO: <http://www.fao.org/fishery/glossary/es>) (Žydelis *et al.*, 2009), captura fortuita (CICAA, BOE), captura secundaria (CICAA), captura accidental y captura acompañante (Eayrs, 2007).

Según Báez *et al.* (2016) en español se traduce “*bycatch*” como captura acompañante y se refiere a “el componente de la captura realizada durante una operación de pesca, que no incluye las especies objetivo a las que va dirigido el esfuerzo

de pesca, y que puede ser retenido a bordo o devuelto al mar”. Los individuos devueltos al mar (considerados descartes) pueden estar en buen o mal estado, aunque se asume que un gran volumen de los mismos morirá como resultado de la interacción con la pesca.

La captura de especies no objetivo es consecuencia directa de la actividad pesquera y puede tener efectos directos sobre las especies que son capturadas por las diferentes pesquerías, pero su vez puede dar origen a efectos de orden superior implicando cambios a nivel de comunidad y ecosistemas (Lewison *et al.*, 2004). Tal como menciona Agardy (2000), las diferentes pesquerías pueden afectar a las comunidades biológicas ocasionando efectos en cascada en las cadenas tróficas reduciendo su diversidad y productividad, afectando a la sostenibilidad a largo plazo.

Estos efectos de la pesca no siempre son perceptibles a corto plazo, sino que requieren décadas para ser perceptibles. Además muchos de estos efectos no son fácilmente cuantificables ya que la actividad pesquera puede interaccionar con otras actividades antropogénicas o procesos naturales que igualmente pueden estar afectando a los ecosistemas (Camiñas *et al.*, 2006). Por tanto, las consecuencias que puede tener la captura acompañante sobre los ecosistemas marinos hacen de esta una cuestión de creciente preocupación a nivel global (Davies *et al.*, 2009).

Este problema es especialmente visible en las pesquerías de palangre de superficie. A pesar de que la pesquería de palangre es una de las más selectivas que existen actualmente, conlleva también la importante problemática de tener capturas acompañantes de especies de vida larga cuyas poblaciones pueden ser muy vulnerables a la explotación pesquera (Trites *et al.*, 2006) entre las que destacan cetáceos, tortugas marinas y condricios, como es el caso de nuestra especie de estudio.

Según FAO (2010) el *bycatch* representa el 23% de la producción pesquera global y ha sido identificado como una de los principales causas de la disminución de las poblaciones de grandes grupos de vertebrados, como son las tortugas, aves, condricios y mamíferos marinos (Hall *et al.*, 2000; Musick *et al.*, 2000; Lewison *et al.*, 2004; Kelleher, 2005; Trites *et al.*, 2006). No obstante la cuantificación del volumen de capturas accesorias sigue siendo complicada debido entre otros factores a que no son desembarcadas en su totalidad, están poco documentados y rara vez se incorporan a las estadísticas nacionales e internacionales (Camiñas y Rey, 1984; Rey *et al.*, 1986a, 1986b; Rey y Muñoz-Chápuli, 1992; Valeiras y Camiñas, 2003; WWF, 2003; Macías *et al.*, 2004; Petersen *et al.*, 2007; FAO, 2012).

Desde la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar de 1982, se ha hecho patente la necesidad de mejorar el ordenamiento pesquero, para alcanzar unos niveles sostenibles en la actividad pesquera que posibiliten la conservación de la biodiversidad marina. Otro ejemplo sobre el interés en la conservación y la pesca sostenible es el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la Organización de

las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura-FAO (1995,1997). Por lo tanto, la captura acompañante (*bycatch*) de grandes pelágicos, según recomendaciones de la FAO (www.fao.org), requiere de una monitorización e investigación constante.

1.5 Efecto de las variables explicativas en las capturas de *Prionace glauca*

Existen diversas variables que pueden afectar a las capturas de las especies en las pesquerías. Estas variables pueden ser factores ambientales, factores técnicos del aparejo, factores humanos, factores geográficos e incluso factores biológicos de la propia especie (García-Barcelona, *et al.*, 2010b; Laneri *et al.*, 2010; Báez *et al.*, 2015).

Los factores que se cree que tienen alguna relación con la tasa de captura de tiburones y la composición de las especies de tiburones se han descrito en Bailey *et al.* (1996) y Hampton y Bailey (1999). En la pesquería de palangre, se considera que varios desarrollos en tecnología de artes y otras estrategias de atracción juegan un papel importante en el nivel de captura de tiburones. Por ejemplo, se entiende que el tipo de cebo utilizado también puede influir en el nivel de captura de tiburones.

Rey y Muñoz-Chápuli (1991) presentan un análisis sobre la diferente eficiencia en los rendimientos, debido a la posición de los anzuelos, en el palangre de superficie dirigido al pez espada en el Mediterráneo. La estrategia de pesca de los palangreros y la selectividad de los aparejos utilizados afectan directamente a la explotación de los *stocks*. Huse *et al.* (1996) observó diferencias significativas en las capturas debidas a la distinta capturabilidad y selectividad de los aparejos. Muchos factores afectan a la eficiencia y a la selectividad de las pesquerías de palangre. Estudios multifactoriales (brazoladas, diseño del anzuelo, carnada, etc.) y sobre la estrategia de pesca, tiempo de calada y virada, etc. evidenciaron efectos sobre las tasas de capturas (Loekkeborg y Pina, 1996). Alio *et al.* (1993) encontraron diferencias debidas al periodo de pesca en el *bycatch* del palangre dirigido al pez espada. Johannessen (1992), Moreno *et al.* (1992) y Woll *et al.* (1998) estudian el efecto del anzuelo y el tamaño de la carnada en la pesquería de palangre.

Diversos autores han observado que las especies migradoras marinas, y los túnidos en particular, podrían responder a las condiciones climáticas alterando su fenología (Chaloupka *et al.*, 2008a), abundancia (Báez *et al.*, 2011b), distribución y reclutamiento (Suzuki, 1977; Fromentin, 2002; Mejuto, 2003; Kell *et al.*, 2004; Gancedo *et al.*, 2009; Graham y Harrold, 2009). A pesar de estos avances, aún no se conoce el efecto del clima a lo largo de la vida de estos organismos, ni qué alteraciones podrían conllevar las actuales previsiones de aumento global de las temperaturas (Báez *et al.*, 2011b).

La temperatura del agua es un factor ambiental que ayuda a comprender la distribución en la columna de agua de las especies, influyendo en su capturabilidad (Donoso y Dutton, 2010; Lam *et al.*, 2015). Se han llevado a cabo estudios en los que la temperatura del agua ha sido reconocida como determinante en la captura de especies

acompañantes, como en el caso de *Calonectris diomedea* o *Caretta caretta* (Giffoni *et al.*, 2008; Baez *et al.*, 2014), hasta el punto que la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica-NOAA (Howell *et al.*, 2008) ha ideado una herramienta para reducir la captura incidental basada en la información derivada de la distribución de las temperaturas superficiales.

Por tanto, a lo largo de este trabajo, estudiaremos cuáles son los factores que determinan la probabilidad de captura por la flota española de palangre de superficie tradicional, de tintorera en el Mediterráneo occidental.

METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio

El presente estudio se realiza en el Mediterráneo occidental, entre los 36° y 43°N y los 04°W y 05°E. En esta área de estudio (**Figura 6**) faenaron embarcaciones comerciales con palangre de superficie tradicional de la flota española, de las cuales quedaron recogidos los datos de captura observados y las posiciones geográficas de las operaciones de pesca de las mismas, durante los años 2000-2014.

La pesquería española de palangre de superficie en el Mediterráneo se realiza principalmente en el área comprendida entre las costas de Argelia, el sur de Cerdeña y el Estrecho de Gibraltar, incluyendo parte de la cuenca del Mediterráneo occidental, (Camiñas, 2005; García-Barcelona *et al.*, 2010; Báez *et al.*, 2015), aunque a veces esta pesquería también puede realizarse en el Mediterráneo central.

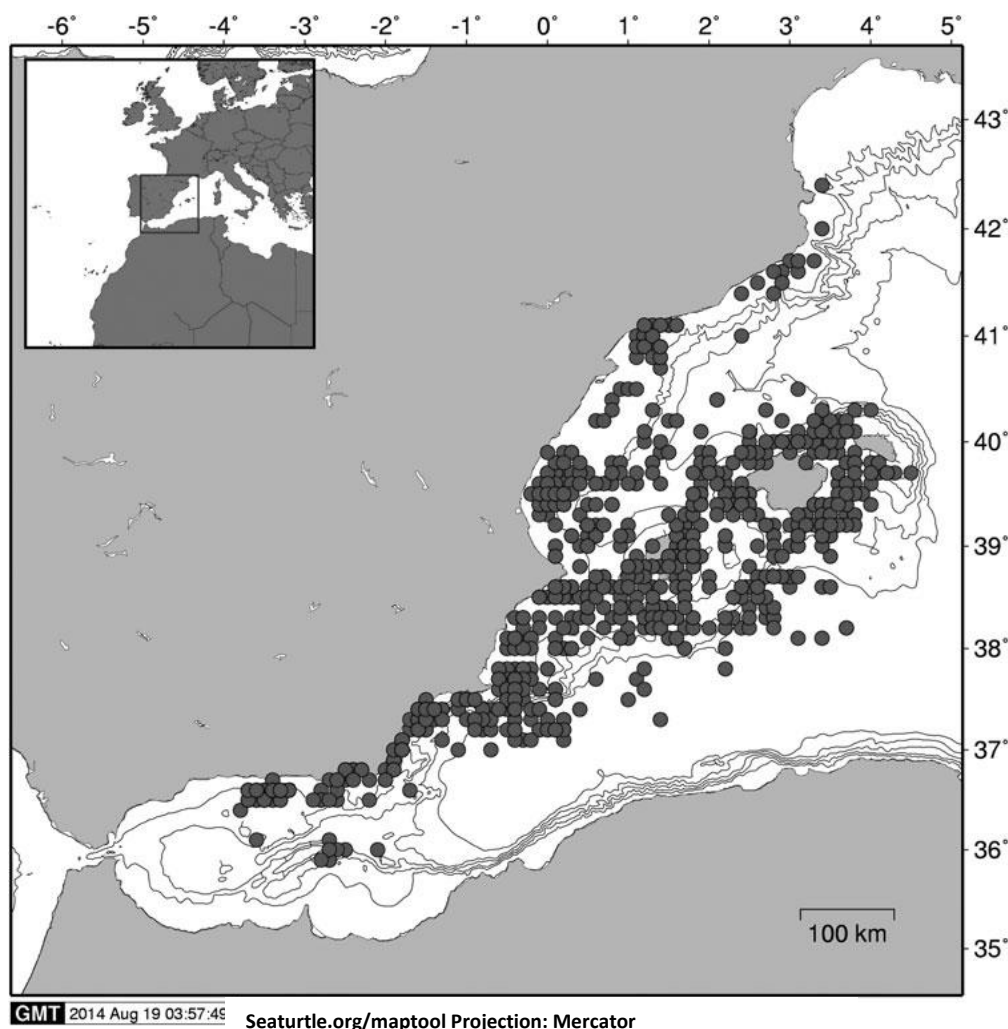


Figura 6. Distribución de las operaciones de pesca observadas en los palangreros de superficie tradicionales dirigidos al pez espada (LLHB).

El Mediterráneo occidental, tiene una superficie de 860.000 km² con una profundidad media de 1.612 m, siendo la máxima de 3.733 m (Würtz, 2010), la mayor parte de la plataforma continental de esta cuenca es muy estrecha, superando rara vez los 20 km de anchura (Salat *et al.*, 2002) que a su vez repercute en la baja amplitud de la marea de 15 cm de media (Rodríguez, 1982). El Estrecho de Gibraltar, con 14 km de anchura en su zona más estrecha y 350 m de profundidad máxima, representa un hito excepcional de paso para los grandes pelágicos migradores, ya que pone en contacto el océano Atlántico y el mar Mediterráneo. La productividad del Mediterráneo occidental es espacialmente heterogénea y está influenciada por los efectos de las corrientes, la llegada de agua dulce procedente de los ríos y la mezcla producida por los vientos locales (Rodríguez, 1982; Notarbartolo di Sciara *et al.*, 2008).

El régimen hidrológico del Mediterráneo está regido por la temperatura y la salinidad de las masas de agua, es decir, por las corrientes termohalinas. Constituye una cuenca semi-cerrada de concentración donde las pérdidas de agua por evaporación son mayores que los aportes fluviales y pluviométricos, lo que se ve compensado por la entrada de agua atlántica. Por ello, las temperaturas no bajan de 12.4°C (Rodríguez, 1989), lo que condiciona el hábitat y permite el asentamiento de algunas especies subtropicales.

Dentro de la cuenca occidental se diferencia, en función de la geomorfología y las corrientes marinas, la subcuenca del mar de Alborán y la subcuenca noroccidental.

3.1.1 Mar de Alborán

El mar de Alborán se sitúa entre el sur de la Península Ibérica y el norte de África (concretamente el Mediterráneo de Marruecos y parte de Argelia), y longitudinalmente desde el Estrecho de Gibraltar hasta el frente Almería-Orán. La separación entre esta cuenca y la argelina la constituye el frente termohalino que se sitúa aproximadamente entre el Cabo de Gata (en España) y el Cabo Fegalo (en Argelia) (Rodríguez, 1989). En esta zona se produce el intercambio de agua procedente del Atlántico, que entra en superficie, y la salida en profundidad del agua salina mediterránea hacia el Atlántico. Debido a esa mezcla de agua, hay grandes gradientes tanto en la columna de agua como a nivel horizontal.

El patrón de circulación da lugar a la formación de afloramientos en la zona comprendida entre Marbella y “San Roque”, y entre Málaga y Albuñol, conocidos como “Giros de Alborán” (**Figura 7**), ligado a una importante productividad planctónica (Camiñas, 1981) que condiciona los recursos pesqueros de la zona y la presencia de grandes depredadores (UNEP-MAP, 2015). El agua que entra procedente del Atlántico se desvía hacia la costa norte de Alborán, obligada por la fuerza de Coriolis, generando un giro anticiclónico en el que se acumulan aguas oligotróficas y cálidas superficiales. De este giro surge una corriente que se dirige hacia el cabo Tres Forcas y sigue la costa africana hasta llegar al frente Almería-Orán, donde se dirige al norte (Minas *et al.*, 1984). El giro de la parte más oriental no está siempre presente (Würtz, 2010).

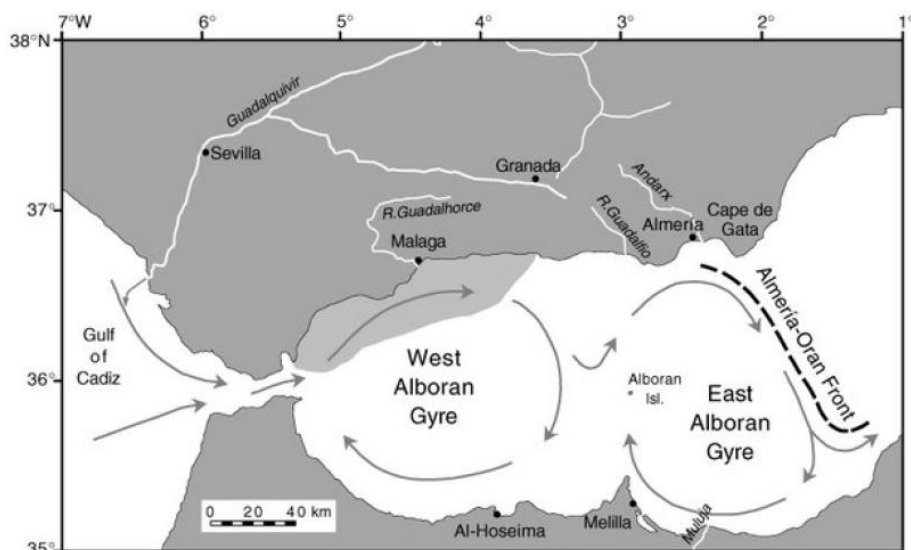


Figura 7. Giro de Alborán, con el Giro occidental anticiclónico de Alborán y el Giro oriental de Alborán. La zona gris muestra la importante zona de la productividad del fitoplancton. Fuente: Hauschildt y Baron (1999).

3.1.2 El Mediterráneo noroccidental

El Mediterráneo noroccidental se encuentra delimitado hacia el sur por una línea que va desde el Cabo de San Antonio hasta el sur de Córcega, pasando por la isla de Mallorca, y hacia el este por la isla de Elba en la costa de la Toscana italiana, mientras que su frontera norte está formada por la costa Lígur-Provenzal que conforma el Golfo de León. Esta región cuenta con amplias plataformas continentales, tanto en Valencia y Cataluña como en el Golfo de León, lo que favorece una mayor productividad pesquera (zona de formación de aguas profundas). El Golfo de León es una zona en la que se produce una mezcla de la columna de agua, la cual puede alcanzar los 2.500 m de profundidad, gracias a los vientos invernales como la Tramontana y el Mistral, lo cual permite la oxigenación de aguas más profundas y funciona como "zona pulmón" del Mediterráneo (Rodríguez, 1989).

Hidrológicamente se caracteriza por la presencia de la corriente Lígur-Provenzal, que se desplaza desde el este hacia el oeste cercana a la costa, y por el giro del Golfo de León. Además en esta región desembocan importantes ríos europeos, como son el Ebro y el Ródano (Rodríguez, 1982) donde se han formado deltas que incrementan la producción primaria.

3.2 Origen de los datos pesqueros

Los datos de captura utilizados en los análisis de esta memoria fueron extraídos de la base de datos SIRENO (Seguimiento Integrado de los Recursos Naturales Oceánicos) que a su vez proceden del Programa de Observadores a Bordo del equipo de Túnidos y afines del Mediterráneo, localizado en el Centro Oceanográfico de Málaga (Instituto Español de Oceanografía-IEO), y corresponden al período 2000-2014.

En 1986, el IEO puso en marcha una red de información y muestreo en el Mediterráneo occidental (RIM) para el control de las capturas de pesquerías, incluyendo en las encuestas, las capturas accidentales de especies no objetivo (Camiñas, 1986; 1988). La RIM actúa durante las descargas de las embarcaciones de palangre de superficie y otras dedicadas a la captura de especies de túnidos y afines, incluyendo especies asociadas como tiburones y especies fortuitas o incidentales.

El Programa de Observadores a Bordo fue implantado en 1997 para cumplir con los requerimientos de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA) de la cual España es miembro, y desde 2008 también con el programa plurianual de la UE para la recopilación, gestión y uso de datos del sector pesquero (Reglamento (CE) 199/2008 y Decisión 2010/93/UE).

Actualmente CICAA establece que el 5% del esfuerzo llevado a cabo por la flota, debe estar cubierto por observadores a bordo, sin embargo, se está planteando la posibilidad de poder establecer la cobertura del 20% para los próximos años. Por lo que en para este estudio, los datos procedentes de observaciones realizadas por observadores a bordo de embarcaciones palangreras de superficie, representan un porcentaje de los lances reales realizados por la flota (CICAA, 2014).

El mantenimiento de observadores en barcos es tarea difícil, ya que durante el periodo de pesca (que puede prolongarse un mes) el observador debe convivir con la tripulación, lo que puede conllevar fricciones entre observador y tripulación. Para evitar estas situaciones es importante la organización de charlas para:

- Exponer de forma clara el problema, haciendo hincapié en los principales perjuicios que la interacción pesca-captura incidental conlleva al sector.
- Concienciar hacia las especies implicadas, ya que existe un gran desconocimiento sobre el estado de conservación de muchas especies; por ejemplo, aunque los pescadores pescan tortugas con bastante frecuencia, no saben que éstas se encuentran en un estado de conservación vulnerable.
- Declarar las intenciones del equipo investigador. Existen casos en los que un patrón acepta a un observador para una vez en la mar negarse a que éste embarque tortugas, mida determinadas piezas, o coja muestras.
-

Desde la experiencia del IEO se han elaborado distintos protocolos de trabajo y estadillos de muestreo (**ANEXO I**) en los que se recoge a bordo toda la información básica de la pesca. Los observadores a bordo, realizaron medidas in situ asociadas a cada lance, que incluyeron recolección de datos pesqueros y operativos, identificación y medición de peces, así como variables espaciales y temporales para cada uno de los lances. La serie de datos de pesca y operaciones incorporaba el nombre del barco, el equipo utilizado, la duración del viaje, el esfuerzo pesquero de cada lance (número de anzuelos), el número y el peso de los peces capturados por lance. Los datos de variables espaciales y temporales incluyeron la fecha y las coordenadas geográficas de cada lance, además proporcionaron los datos del número, peso, talla y sexo de los individuos capturados en el momento de la virada siendo por tanto el método más directo y confiable en la adquisición de datos de captura (Guedes de Azevedo, 2003). En función

de la legislación existente en cada momento y de la talla mínima de captura o interés comercial de la especie, estos individuos capturados fueron retenidos o descartados siendo anotado en los estadillos.

3.3 Análisis de los datos

Se realizó una consulta de los datos de pesca, obtenidos a partir de la aplicación de Seguimiento Integrado de los Recursos Naturales Oceánicos-SIRENO, perteneciente al IEO. Los datos correspondían con los lances observados de la flota española palangrera que utilizaba el *métier* LLHB y se seleccionaron aquellos correspondientes al *bycatch* de tintorera, que supusieron un total de 1732 lances de pesca observados.

3.3.1 Capturas observadas de tintorera

Los datos nominales de captura analizados se agruparon por años (2000-2014) y estaciones del año. El número de embarcaciones palangreras de superficie que faenaron a lo largo de la zona de estudio fue 49. Las características de cada una de las embarcaciones se detallan en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Características técnicas de las embarcaciones participantes en el estudio y el puerto base al que pertenecen (longitud y latitud asociada al puerto base). El nombre de las embarcaciones está codificado para preservar el anonimato de los pescadores.

Código Barco	GT	TRB	Eslora	CV	Puerto base	Latitud	Longitud
01	24,72	6,55	15,25	50	Roquetas de mar	36,78	-2,61
02	74,88	51,06	19,85	244	Almería	36,83	-2,45
03	31,66	17,59	15,41	185	Ceuta	35,88	-5,3
04	19,63	17,8	11,9	170	Motril	36,74	-3,52
05	81,88	46,6	15,96	160	Carboneras	37	-1,89
06	73,36	49,01	16,6	400	Carboneras	37	-1,89
07	74,69	24,14	19,85	200	Cartagena	37,6	-0,98
08	17,5	9,2	13,38	95	Alcudia	39,85	3,12
09	51,71	26,52	17,85	100	Carboneras	37	-1,89
10	8,33	9,42	10,4	100	Garrucha	37,18	-1,81
11	68,75	49,03	21	325	Cartagena	37,6	-0,98
12	122,4	75,96	23,3	440	Carboneras	37	-1,89
13	123,5	43,48	24	320	Carboneras	37	-1,89
14	93,01	26,91	22,88	120	Carboneras	37	-1,89
15	49,13	15,09	16,76	128	Motril	36,74	-3,52
16	158,5	99	25,5	462	Carboneras	37	-1,89
17	123,54	75,68	25,05	400	Carboneras	37	-1,89
18	100,39	51,55	24	246	Carboneras	37	-1,89
19	19,33	19,64	15,2	87	Cartagena	37,6	-0,98
20	12	8,37	13,48	80	Carboneras	37	-1,89
21	56,98	34,04	17,5	125	Carboneras	37	-1,89
22	29	28,19	17,1	150	Cartagena	37,6	-0,98
23	7,53	6,92	10,4	98	Águilas	37,4	-1,58
24	11,53	9,51	13,42	90	Castellón	39,97	-0,05
25	44,14	45,43	15,1	60	Tarragona	41,11	1,24
26	14,47	6,93	11,97	60	Santa Pola	38,18	-0,55
27	107,18	62,61	23	365	Carboneras	37	-1,89
28	4,38	4,79	9,95	60	Águilas	37,4	-1,58
29	12,73	10,17	12	50	Melilla	35,28	-2,94
30	46,89	16,54	17	150	Carboneras	37	-1,89
31	90,96	54,96	22,43	220	Carboneras	37	-1,89
32	13,24	19,76	14,95	100	Castellón	39,97	-0,05
33	74,74	39,62	19	200	Carboneras	37	-1,89
34	97,74	90,44	25,2	300	Carboneras	37	-1,89
35	-	108	22	220	Carboneras	37	-1,89
36	26,86	8,53	15,15	50	Garrucha	37,18	-1,81

37	54,89	20,05	17	128	Motril	36,74	-3,52
38	107,92	52,24	23,62	186	Carboneras	37	-1,89
39	20,83	17,98	14,03	135	Carboneras	37	-1,89
40	81,64	35,78	20,9	140	Carboneras	37	-1,89
41	96	49,25	22,7	400	Cartagena	37,6	-0,98
42	117,18	54	22	180	Carboneras	37	-1,89
43	20,74	22,84	13,9	160	Motril	36,74	-3,52
44	15,33	14,52	13,6	102	Carboneras	37	-1,89
45	-	36,34	17,8	140	Águilas	37,4	-1,58
46	149,82	77,46	23,96	176	Cartagena	37,6	-0,98
47	20,74	22,84	13,9	160	Motril	36,74	-3,52
48	9,5	7,27	11,38	95	Motril	36,74	-3,52
49	50,66	49,81	20,45	276	Blanes	41,67	2,79

Para conocer la magnitud de las capturas nominales de tintorera frente al total de individuos capturados, frente al total de tiburones pelágicos y frente a la especie objetivo (SWO) del palangre LLHB de la flota y periodo estudiado, se calcularon los ratios de captura para la tintorera y se representaron en forma de porcentaje.

Para conocer las tendencias en la abundancia de tintorera, se utilizó *la captura del bycatch nominal por unidad de esfuerzo* (BPUE) expresada como el número de individuos capturados por cada 1000 anzuelos desplegados en el período. El BPUE es un índice de abundancia relativa (Ricker, 1975).

Los individuos capturados fueron sexados a bordo de las embarcaciones, diferenciando entre machos (PGM) y hembras (PGH), sin embargo muchos de los individuos aparecen como indeterminados sexualmente (PGO), esto puede ser debido a la dificultad a la hora de la identificación sexual por falta de la expresión externa de los órganos reproductores debido, a inconvenientes durante la pesca, por falta de criterio por parte del observador a bordo o incluso por falta de tiempo a la hora del muestreo biológico. Para el análisis de los datos se calcularon los sex ratios, como el $n^{\circ}\text{hembras} / n^{\circ}\text{hembras} + n^{\circ}\text{machos}$ (Valeiras y de la Serna, 2003). Dicho resultado se relativizó para poder obtener el número real de machos. De esta forma el resultado se representa como 1 hembra: proporción de machos (Hembra:Macho).

3.3.2 Análisis de series temporales

Legendre y Legendre (1998), definen una serie temporal como una sucesión de observaciones de una variable, obtenidas a través del tiempo, y se busca obtener al menos parcialmente: la descripción de la serie, si existe periodicidad temporal en las observaciones (estacionalidad o ciclicidad) y otras observaciones irregulares o discordantes (valores atípicos). Para comprobar las características de la serie utilizada, se ha realizado autocorrelaciones temporales y análisis espectrales:

-Análisis espectral: es la aproximación más utilizada para analizar series de datos (Legendre y Legendre, 1998) con la finalidad de evaluar si la serie constituye un proceso estocástico estacionario, testando la estacionalidad de las observaciones y su tendencia cíclica. La aproximación del análisis espectral consiste en descomponer la serie temporal en una sucesión cíclica de senos y cosenos (función sinusoidal), conocido como análisis de Fourier. Este análisis, nos permite centrar la atención en las frecuencias que más nos interesen. Se asume que los componentes cíclicos siguen una función sinusoidal, cada uno con cierta amplitud y fase, siendo la fuerza proporcional al cuadrado de la amplitud.

-Autocorrelación temporal: se define como el hecho de que las respuestas que se producen en un determinado momento están estrechamente relacionadas con las emitidas en un tiempo pasado de la serie, es decir, no son eventos independientes.

En el presente estudio se estimó tanto la autocorrelación, como el análisis espectral, mediante el uso del software de libre acceso PAST *Paleontological statistics software package for education and data analysis* (Hammer *et al.*, 2005).

3.3.3 Variables explicativas

Para este estudio, se han seleccionado un conjunto de variables que se suponen asociadas a la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas. Las variables explicativas utilizadas para cada lance observado, han sido obtenidas a posteriori a partir de aquellos factores ambientales, geográficos o antropogénicos que se prevé pueden afectar a la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas.

Factores ambientales y oceanográficos: conjunto de variables que miden el efecto ambiental y oceanográfico, que pueden afectar a la presencia/ausencia de tiburones y grandes pelágicos en las capturas.

-Salinidad: variable continua que determina si la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas es debido a una mayor o menor salinidad superficial media del agua. La salinidad se obtiene a partir de la página web <http://marine.copernicus.eu/>. Copernicus se trata de un programa de observación perteneciente a la UE. Está compuesto por una componente espacial (satélites) y una componente insitu (por ejemplo mapas, estaciones meteorológicas basadas en tierra, boyas oceánicas y redes de monitoreo de la calidad del aire).

La base de datos que se utilizó para obtener la media de salinidad diaria para cada una de nuestras localizaciones geográficas correspondientes a cada uno de los lances observados fue (**Figura 8**):

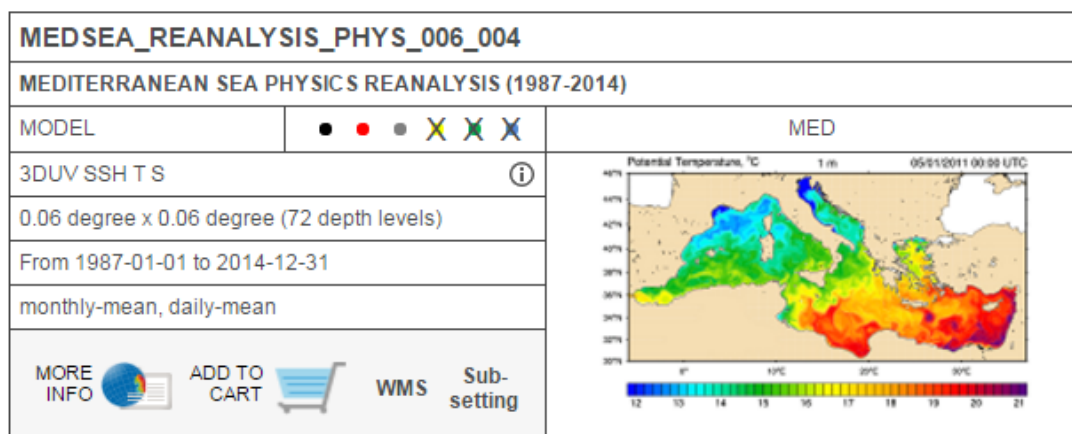


Figura 8. Base de datos MEDSEA_REANALYSIS_PHYS_006_004.

-Temperatura superficial del agua (SST): variable continua que determina si la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas se ve afectada por la temperatura superficial del agua en el momento de la captura. La SST diaria también se obtuvo indirectamente de las estimaciones diarias derivadas de los satélites. Utilizamos la base de datos perteneciente a Copernicus, y el método para obtener los datos es el mismo que el que hemos explicado para la salinidad.

-Distancia a la costa (Distcost): variable continua que mide el efecto de las áreas emergidas sobre el mar. A mayor distancia de la costa menor será la influencia del continente y mayor el predominio del ecosistema pelágico. Para calcular la distancia entre cada punto geográfico correspondiente a los lances observados y la costa se ha creado por un lado una capa con las coordenadas de cada lance observado (**Figura 9**) y por otro lado se ha usado la capa *coastline* de la página web (<http://www.natureearthdata.com/downloads/10m-physicalvectors/10m-coastline/>). La medición se realizó mediante la herramienta *Mesure Line* del software QGIS Development Team (2015) (sistema de información geográfica-GIS), usando la proyección Universal Transversal Mercator (UTM) con el datum World Geodetic System 1984 (WGS84). Este valor oscila entre prácticamente 1 km y 391 km el lance más alejado de la costa del que disponemos.

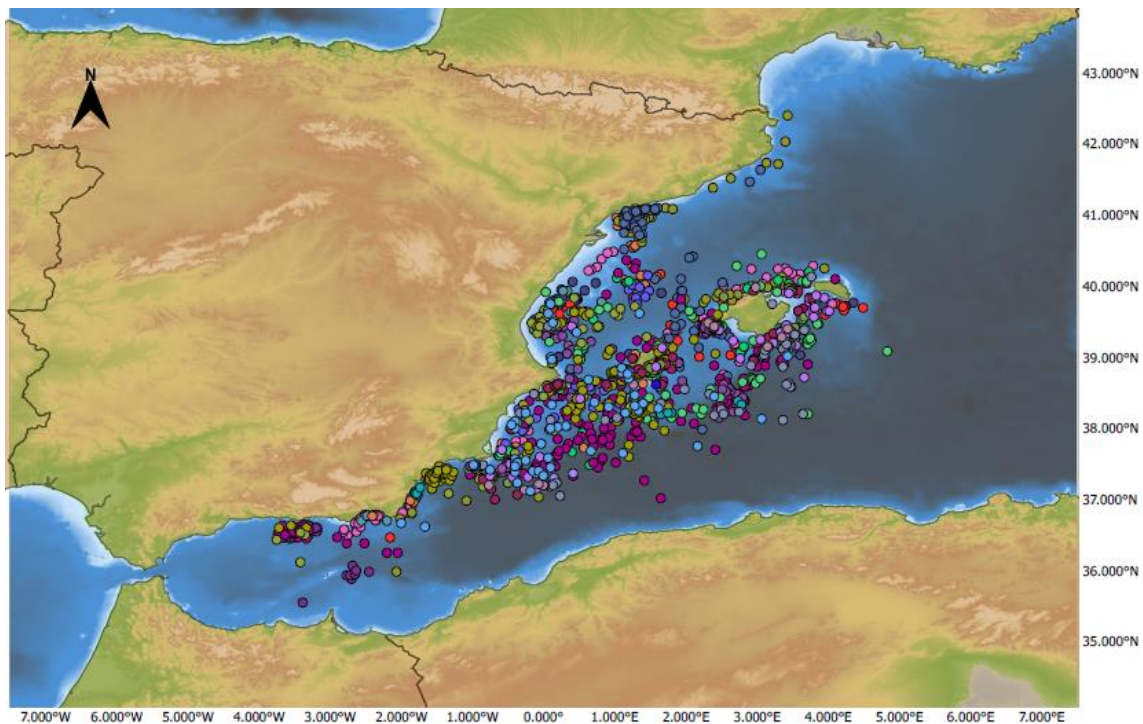


Figura 9. Los puntos representan la capa con los lances con captura observada en el periodo de estudio (2000-2014).

-Distancia al Estrecho de Gibraltar (Distestre): variable continua que mide el efecto del paso de grandes pelágicos migradores por el Estrecho. A mayor distancia del Estrecho menor será la influencia del paso migratorio. Para calcular la distancia entre cada punto geográfico correspondiente a los lances observados de captura y el Estrecho de Gibraltar, se utilizó la capa creada anteriormente con las coordenadas de cada lance y la capa *coastline*. Se creó una capa con la coordenada geográfica (35,9° N y -5,6° W) de un punto elegido al azar en mitad del Estrecho de Gibraltar y se usó la herramienta *Measure Line* del software 2.8.3 usando la proyección WGS84. El valor de esta variable oscila entre 19 km y 1300 km.

-Estacionalidad (Estación del año): variable categórica obtenida para cada uno de los lances observados, con la que se pretende ver si la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas varía a lo largo del año, que puede ser debido a comportamientos biológicos o comportamientos pesqueros. Se introdujeron las variables independientes según el siguiente criterio:

1. Primavera: Abril, Mayo, Junio.
2. Verano: Julio, Agosto, Septiembre.
3. Otoño: Octubre, Noviembre, Diciembre.
4. Invierno: Enero, Febrero, Marzo.

-Mes: variable categórica obtenida en cada lance observado, con la que se pretende ver si la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas varía a lo largo del año, que puede ser debido a comportamientos biológicos o comportamientos pesqueros. Dentro de esta variable, existen 12 categorías: Enero,

Febrero, Marzo, Abril, Mayo, Junio, Julio, Agosto, Septiembre, Octubre, Noviembre, Diciembre.

-Tramos horarios (Tramo): variable categórica obtenida en cada lance observado. Esta variable cuantifica la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas a lo largo del día. El criterio que se utilizó para agrupar esta variable en 2 categorías, fue la naturaleza de nuestros datos, ya que el palangre se larga durante las primeras horas de la tarde por lo que una gran cantidad de datos queda concentrado en esta franja horaria. Por lo que su hubiéramos establecido más categorías, el rango de muestras hubiese sido muy dispar entre ellas.

1. Día: desde las 6:00 hasta las 17:59

2. Noche: desde las 18:00 hasta las 5:59

Factores geográficos: son aquellas variables que provocan variaciones climáticas en función de la forma de la Tierra, la orogenia o la distribución de las masas de tierra y agua.

-Calada longitud inicial (CLOI): es una variable continua que se obtiene durante cada lance observado. Esta variable fue convertida de grados sexagesimales a grados decimales para algunos de los años de la serie histórica, para de esta forma obtener un conjunto de datos homogéneos. Entre otras cosas, permite determinar la situación respecto a accidentes geográficos o la cantidad de luz solar que llega a un punto. De los datos obtenidos, el más occidental corresponde a $3,75^{\circ}$ W y el más oriental $3,8^{\circ}$ E.

-Calada latitud inicial (CLTI): es una variable continua obtenida durante cada lance observado. Esta variable también tuvo que convertirse de grados sexagesimales a grados decimales para algunos años, con el mismo fin que la variable anterior. La latitud permite determinar la posición relativa respecto a accidentes geográficos. $35,55^{\circ}$ N corresponde a la latitud más meridional y $42,4^{\circ}$ N a la más septentrional.

Factores antropogénicos: son variables derivadas de la actividad humana.

-Distancia a ciudades con más de 100.000 habitantes (Distciud): variable continua que determina si la situación costera de las grandes ciudades interfiere en la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas. Se ha creado una capa con las ciudades costeras de más de 100.000 habitantes correspondientes a nuestra zona de estudio (**Figura 10**) y se ha utilizado la capa *coastline*. Mediante la herramienta *Measure Line* del software QGIS Development Team (2015) usando la proyección WGS84 se ha calculado la distancia entre cada lance observado y dichas ciudades.

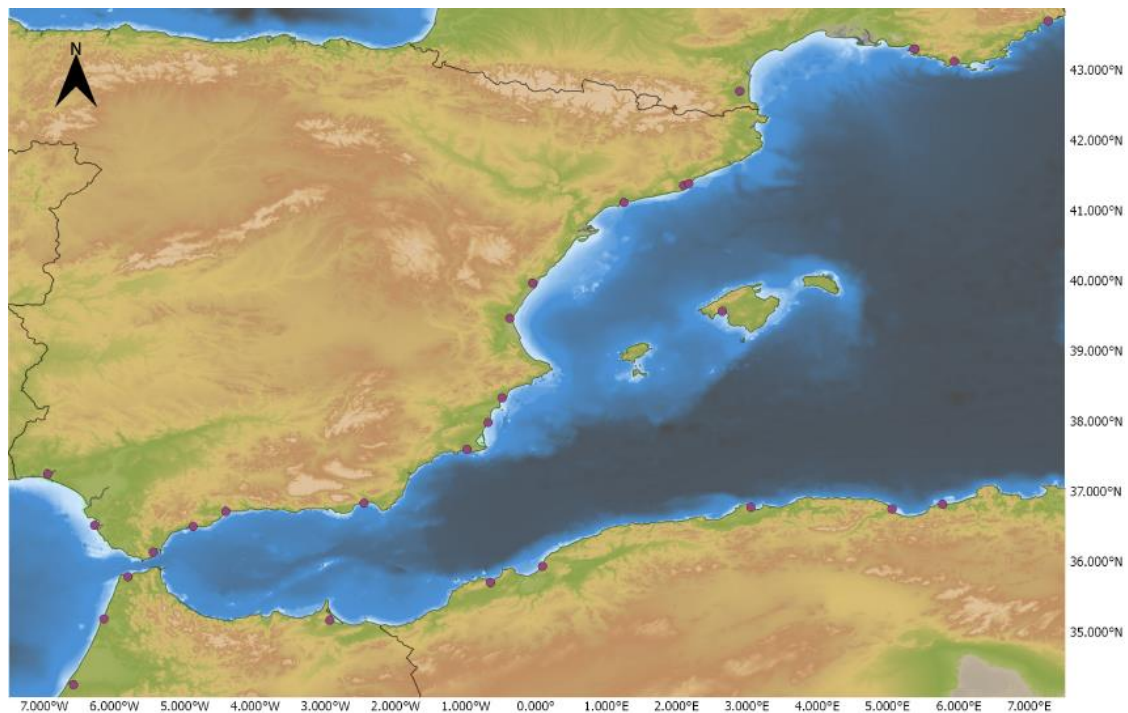


Figura 10. Los puntos naranjas representan la capa con las ciudades de más de 100.000 habitantes.

Factores técnicos/operacionales: son variables en las que las diferencias instrumentales o de composición, afectan en la presencia/ausencia de tintorera en las capturas.

-Anzuelos: variable continua que se obtiene durante el lance, con la que se analiza si el número de anzuelos (o el esfuerzo pesquero medido como número de anzuelos utilizados en cada calada), determina la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en la captura. El rango de los valores obtenidos varía desde 280 hasta 5460.

-Barco: variable categórica con la que se pretende comprobar si las características técnicas del barco y las estrategias pesqueras de cada patrón de embarcación afectan a la presencia/ausencia de tintorera en las capturas. Se ha trabajado con 49 barcos de palangre de superficie.

-Distancia entre los chicotes (Distchic): variable continua que determina la longitud entre los extremos de la línea madre del palangre, por tanto a mayor distancia entre chicotes, mayor longitud abarca el aparejo. El rango varía entre 2,01 km y 98,30 km.

Tabla 2. Resumen de la codificación y tipo de variables utilizadas.

VARIABLES	CÓDIGOS	TIPO DE VARIABLE
1. Factores ambientales/oceanográficos		
Salinidad	Salinidad	Continua
Temperatura superficial del agua	SST	Continua
Distancia a la costa	Distcost	Continua
Distancia al estrecho	Distestre	Continua
Estación	Estación	Categórica
Mes	Mes	Categórica
Tramos horarios	Tramo	Categórica
2. Factores geográficos		
Calada longitud inicial	CLOI	Continua
Calada latitud inicial	CLTI	Continua
3. Factores antropogénicos		
Distancia a ciudades con más de 100.000 habitantes	Distciud	Continua
4. Factores técnicos/operacionales		
Anzuelos	Anzuelos	Continua
Barco	Barco	Categórica
Distancia entre chicotes	Distchic	Continua

3.3.3 Modelos Lineales Generalizados

En general la relación entre una respuesta y un conjunto de factores, en el contexto de un modelo que sigue una distribución normal, puede expresarse mediante una relación de naturaleza vectorial:

$$y = f(x, \beta) + \varepsilon,$$

donde, y es la variable respuesta, ε es la perturbación aleatoria no observable denominada **error aleatorio**, la cual tienen esperanza cero, varianza constante y dos errores cualesquiera ε_i y $\varepsilon_j \forall i \neq j$ no están correlacionados entre sí, mientras que $f(x, \beta)$ es la parte estructural del modelo.

La función estructural más simple es el **modelo lineal**, que establece una relación causa-efecto de forma directamente proporcional entre la causa y su respuesta. Cuando la variable dependiente está afectada por un conjunto x_k de variables, es posible desarrollar un **modelo lineal múltiple** y, siempre que todas las x_k sean continuas y normales, se obtiene:

$$y = f(x_k, \beta_k) + \varepsilon_k,$$

donde β_k son los coeficientes de regresión y cada β_j representa el cambio esperado en la respuesta, y por cada x_j , considerando a las demás variables regresoras constantes.

En general, los modelos lineales son bastantes comunes en la naturaleza, aunque *a priori* pudiera parecer lo contrario, y es el modelo lineal múltiple la función estructural más empleada en la construcción de modelos empíricos (Zan, 2006). Sin embargo, dado que no existe una pesquería de tiburones dirigida, se observan muchos lances de pesca con capturas incidentales nulas, tratándose de datos lognormales. Los datos en estos casos no suelen cumplir los requisitos de normalidad y homocedasticidad, ni siquiera con las transformaciones propuestas en la bibliografía (ver Gática y Hernández, 2003; Ward *et al.*, 2004). Se podría optar por utilizar únicamente los lances con capturas incidentales positivas, pero esto supondría una pérdida de información importante.

Los Modelos Lineales Generalizados (conocidos por sus siglas en inglés GLM, Generalized Linear Models), están bien adaptados para modelar variables continuas y categóricas con distribución del error no necesariamente homocedástico. Son una poderosa técnica analítica cuando la variable es dicotómica (binaria) (Peng *et al.*, 2002). Los modelos log lineales, logia, probit, logístico y de regresión lineal son algunos modelos que forman parte de esta familia. Un Modelo Lineal Generalizado tiene los siguientes componentes (Hosmer y Lemeshow, 2000):

- i) **Componente aleatorio:** es la variable aleatoria cuya función se conoce.
- ii) **Componente sistémico:** se obtiene mediante el predictor lineal $\eta = \mathbf{xk}$, β_k son los coeficientes calculados.
- iii) **Función enlace:** es la que relaciona el predictor lineal con el valor esperado de la variable examinada, a través de la función $g(\mu) = \mathbf{xk}$, β_k , donde $g(\mu)$ es una función conocida, monótona y diferente de η .

3.3.3.1 Ajuste de los modelos mediante regresión

La regresión se define como la búsqueda de una covariación entre una variable dependiente y una o varias variables independientes. De este modo, es posible describir la dependencia causal entre las variables y, además, predecir o estimar la variable dependiente en función de las variables independientes. Así, en virtud de la dependencia causal se puede expresar como: $y = f(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n)$; siendo y la variable dependiente y $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ las variables independientes o explicativas.

La regresión logística binaria se incluye en los métodos de presencia/ausencia que relacionan una variable dependiente binaria con variables independientes, de forma que se puede testar si la probabilidad de que se produzca el evento puede predecirse a partir de un conjunto de variables (Phillips, 2008). Los modelos de regresión logística requieren tanto de observaciones positivas como de ausencias contrastadas.

El interés de la regresión logística reside en su capacidad para introducir tanto variables categóricas y cuantitativas como predictivas en el modelo (Hosmer y Lemeshow, 2000). En la regresión logística binaria la variable dependiente presenta una respuesta binomial (positiva: presencia de tiburones en el palangre; negativa: ausencia de tiburones en el palangre), con lo que el Modelo Lineal Generalizado más adecuado es el logístico (Ward *et al.*, 2009) en el que la función de conexión o la transformación que permite hacer lineales los valores de probabilidad es la logit $\log_e \left(\frac{p}{1-p} \right)$, ya que el dominio de la misma está en el intervalo (0-1). En la **Figura 11** se observa la representación gráfica de un modelo de regresión logístico, cuya fórmula es la siguiente:

$$P = \frac{e^y}{1 + e^y}$$

donde p es la probabilidad de que ocurra el evento, e^y es la ecuación de regresión.

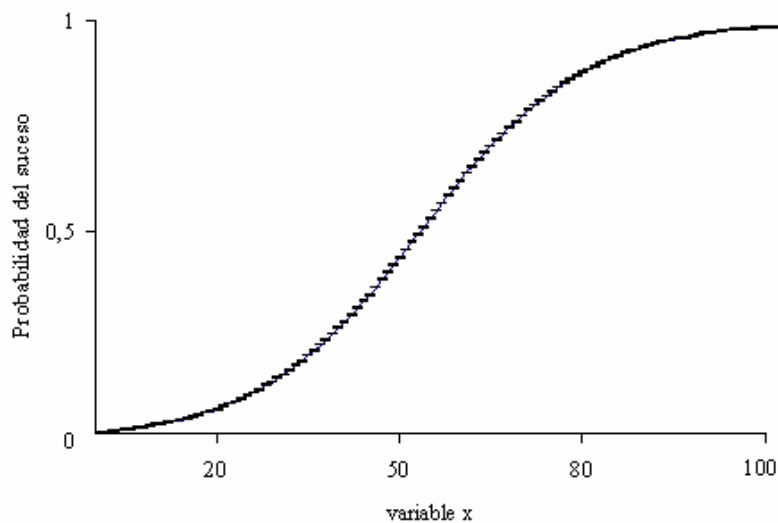


Figura 11. Representación gráfica idealizada del modelo logístico.

En nuestro trabajo utilizaremos la regresión logística binaria para buscar la relación causal que mejor explique la relación entre las variables independientes y las capturas de tinterera para el área de estudio y serie histórica seleccionados.

3.3.3.3 Correlaciones no paramétricas

La correlación entre dos variables se refiere al grado de parecido o variación conjunta existente entre las mismas. Para testar si las variables independientes denotaban o no la “intensidad del esfuerzo”, y ver de qué forma correlacionaban con la

variable dependiente, se calculó el coeficiente de Correlación Biserial puntual para las variables continuas, y el coeficiente de Correlación V de Cramer para las variables categóricas.

-El Coeficiente de Correlación Biserial Puntual es un caso particular del coeficiente de Correlación de Pearson (Pearson's product-moment coefficient) y se utiliza cuando se quiere conocer la correlación existente entre dos variables. Como condiciones de aplicación requiere básicamente dos variables las cuales una haya sido medida en escala de intervalos y la otra resulte ser una variable dicotómica. Generalmente, el coeficiente de correlación biserial puntual se denota mediante la expresión: r_{bp} . En otras palabras, el coeficiente de correlación de Punto Biserial indica la relación entre una variable dicotómica (Y), y una cuantitativa continua o discreta (X). Las variables dicotómicas son aquellas que presentan únicamente dos modalidades, indican la presencia o ausencia de una "cualidad" o atributo (Ostle, 1994). En general, suelen atribuirse a estas modalidades los valores 0 y 1. La fórmula, que permite el cálculo del coeficiente de correlación biserial puntual entre una variable X, medida en escala de intervalos, y una variable dicotómica. Es la siguiente:

$$r_{bp} = \frac{\bar{X}_p - \bar{X}_q}{S_x} \sqrt{p \cdot q}$$

donde:

p: proporción de casos de una de las modalidades (variable dicotómica).

q: proporción de casos de la otra modalidad (variable dicotómica).

\bar{X}_p : Media de la muestra del primer grupo.

\bar{X}_q : Media de la muestra del segundo grupo.

S_x : Desvío estándar de los puntajes totales perteneciente a la muestra con los valores de la variable X.

-El coeficiente de Correlación V de Cramer es una medida de la fuerza de asociación o dependencia entre dos variables categóricas (nominales) en una tabla de contingencia. Se utiliza como post-prueba para determinar las fortalezas de la asociación después de que el chi-cuadrado de Pearson haya determinado la significación entre las variables. V de Cramer permite obtener un índice con valor máximo 1, que indica la mayor asociación entre variables y el valor mínimo es 0, que indica la no asociación (Cramer, 1999). La fórmula es:

$$V = \sqrt{\frac{\chi^2}{N \cdot m}}$$

donde

N: es el número total de observaciones.

m: min (f-1,c-1). Menor valor de "filas-1" y "columnas-1".

3.3.5 Evaluación de los modelos

Los modelos se han calculado mediante el software R Core Team (2015) a través de cuatro paquetes diferentes:

- Frank E Harrell Jr. (2017). rms: Regression Modeling Strategies. R package version 5.1-0. <https://CRAN.R-project.org/package=rms>.
- Frank E Harrell Jr, with contributions from Charles Dupont and many others. (2016). Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.0-2. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- Taiyun Wei and Viliam Simko. (2016). corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.77. <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>.
- H. Wickham. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. (2009). Springer-Verlag New York.

El software R permite el uso de la regresión logística binaria por “pasos hacia atrás” (*stepwise backward elimination*) que es el método por el que se han desarrollado los modelos. Éste método se usa para seleccionar las variables del modelo de forma automática según sean o no estadísticamente significativas, ya que se parte del modelo completo y se van evaluando los coeficientes y la significación del estadístico de Wald (Lawless, 1978; Harrell, 2015), para así mantener o eliminar las variables correspondientes, hasta dar con el modelo más parsimonioso. El resultado es una función que nos da la probabilidad de captura en relación al conjunto de variables.

La capacidad de predicción del modelo final se testó usando el test de Hosmer y Lemeshow que compara las frecuencias observadas y esperadas de cada valor de la variable binomial según su probabilidad, evaluando el ajuste global del modelo. En este caso esperamos que no haya diferencias significativas entre la distribución observada y esperada para que el modelo esté bien ajustado por lo que $\alpha=0,05$ (Peng *et al.*, 2002).

Para estimar la bondad del ajuste de cada modelo se usó el log-verosimilitud maximizada (AIC) (Peng *et al.*, 2002). La función de verosimilitud permite realizar inferencias del valor de los parámetros de un modelo estadístico a partir de un conjunto de observaciones. Compara dos parámetros e indica cual es más verosímil en la explicación de un suceso. La log-verosimilitud maximizada compara menos dos veces el logaritmo neperiano de la verosimilitud (-2LL) del modelo resultante con la de un modelo hipotético sin ningún valor predictivo, donde cada observación tiene una probabilidad 0,5. Cuanto menor sea el valor, mejor será el ajuste.

La prueba Omnibus se usa para testar los modelos y ver cuáles son significativos. Valora si hay diferencias significativas entre -2LL (menos del doble de la probabilidad del logaritmo) del paso inicial y -2LL del modelo usando χ^2 con un grado de libertad (compara el modelo del paso 0 con el del paso 1) (Legendre y Legendre, 1998).

La R^2 de Nagelkerke es un coeficiente de determinación que imita al usado en la regresión lineal, aunque no tiene sus mismas atribuciones. Cuanto más próximo a 1 esté el coeficiente obtenido, mejor se ajustará el modelo, por tanto, si el valor es bajo implica que el modelo carece de predictibilidad (Peng *et al.*, 2010).

El estadístico de Wald realiza un contraste de hipótesis sobre los parámetros y evalúa si las variables introducidas en el modelo son significativas (Peng *et al.*, 2010).

La capacidad de discriminación del modelo se evalúa con el área bajo la curva Operador/Receptor (AUC, por las siglas en inglés). El AUC de un modelo es un valor entre 0 y 1. Valores mayores a 0,9 (demasiado sensibles) se consideran extremadamente discriminantes entre presencia y ausencia y los menores de 0,7 no discriminan lo suficiente. Valores en torno a 0,8 mantienen un equilibrio entre la especificidad y la sensibilidad (Hosmer y Lemeshow, 2000), que consideran que el valor perfecto de AUC es 0,853.

4. RESULTADOS

4.1 Capturas nominales observadas de tintorera

Se analizaron 1732 lances de pesca observados directamente, del periodo comprendido entre 2000 y 2014, correspondientes a la flota española de palangre de superficie que faena en el Mediterráneo occidental. Del total de lances observados, 743 corresponden a los que obtuvieron capturas de la especie tintorera. El esfuerzo de pesca total analizado, medido en número de anzuelos desplegados en el mar, siguiendo las recomendaciones de CICAA, supone un total de 3.605.355 anzuelos. Tal y como se observa en la **Tabla 3** los datos se encuentran sesgados temporalmente, debido a una limitación en el esfuerzo pesquero observado.

Tabla 3. Resumen de los datos anuales analizados (2000-2014). PGO: *Prionace glauca* con sexo indeterminado; PGM: *Prionace glauca* macho; PGH: *Prionace glauca* hembra.

Año	Lances observados	nº anzuelos	nº PGO	nº PGM	nº PGH	Total PG	Estación
2000	53	171650	8	8	5	21	Invierno
	37	108118	2	6	33	41	Primavera
	172	519987	9	6	10	25	Verano
	70	218827	3	1	1	5	Otoño
2001	-	-	-	-	-	-	Invierno
	32	50500	0	0	1	1	Primavera
	139	424124	1	3	3	7	Verano
	49	177150	2	2	4	8	Otoño
2002	-	-	-	-	-	-	Invierno
	3	9400	0	0	0	0	Primavera
	80	281210	0	4	1	5	Verano
	36	133897	0	2	1	3	Otoño
2003	-	-	-	-	-	-	Invierno
	-	-	-	-	-	-	Primavera
	84	190942	0	1	5	6	Verano
	38	75979	0	0	1	1	Otoño
2004	-	-	-	-	-	-	Invierno
	9	9900	0	0	0	0	Primavera
	135	166786	61	1	1	63	Verano
	64	101350	1	1	1	3	Otoño
2005	-	-	-	-	-	-	Invierno
	-	-	-	-	-	-	Primavera
	15	12150	0	0	0	0	Verano
	25	45988	1	0	0	1	Otoño
2006	-	-	-	-	-	-	Invierno
	12	26740	112	0	0	112	Primavera
	45	90108	25	21	61	107	Verano
	8	17188	1	1	0	2	Otoño
2007	-	-	-	-	-	-	Invierno
	-	-	-	-	-	-	Primavera
	16	21824	0	0	0	0	Verano
	66	191386	3	1	1	5	Otoño
2008	21	34900	1	3	0	4	Invierno
	2	3120	0	8	13	21	Primavera
	51	95750	6	3	58	67	Verano
	42	103344	5	4	5	14	Otoño
2009	35	94060	0	1	2	3	Invierno
	12	25740	0	0	0	0	Primavera
	39	87840	27	3	5	35	Verano
	9	27420	0	0	0	0	Otoño
2010	23	54810	3	1	3	7	Invierno
	7	20244	1	1	1	3	Primavera
	39	95780	37	8	6	51	Verano

	30	80206	2	1	2	5	Otoño
2011	10	13600	3	0	0	3	Invierno
	2	3200	6	0	0	6	Primavera
	-	-	-	-	-	-	Verano
	-	-	-	-	-	-	Otoño
2012	51	58681	1	5	7	13	Invierno
	22	39137	0	1	2	3	Primavera
	9	7619	2	0	2	4	Verano
	40	82368	3	17	17	37	Otoño
2013	38	85319	9	6	5	20	Invierno
	2	2670	0	1	2	3	Primavera
	3	3888	0	0	0	0	Verano
	10	9832	1	1	8	10	Otoño
2014	36	65676	2	5	3	10	Invierno
	11	9904	7	0	1	8	Primavera
	-	-	-	-	-	-	Verano
	-	-	-	-	-	-	Otoño

Los ratios de captura nominal de tintorera fueron calculados anualmente para la serie histórica a partir de la **Tabla 4** y los valores obtenidos fueron transformados a porcentajes tal y como indica la **Tabla 5**. Estos resultados, se muestran en la **Figura 12**, donde se evidencia que la tintorera representa casi la totalidad de las capturas de tiburones pelágicos para todos los años, siendo el porcentaje del 100% en el año 2009, 2011 y 2014, a excepción del año 2012 el porcentaje es inferior. En cambio los valores de los porcentajes obtenidos para tintorera frente a la captura total son muy bajos, oscilando entre 0,13% y 27% por lo que se capturaron pocas tintoreras en contraposición a la captura total. Del mismo modo, los valores de los porcentajes obtenidos para tintorera frente al pez espada (SWO) también fueron bajos, a excepción del año 2011 donde el porcentaje es del 75%.

Tabla 4. Número de individuos observados en las capturas anuales llevadas a cabo por el *métier* LLHB de la flota española actuante en el Mediterráneo occidental.

	SWO	Captura total	Tiburones pelágicos	Tintoreras
2000	337	829	136	92
2001	220	533	38	16
2002	118	357	16	8
2003	122	344	9	7
2004	226	591	75	66
2005	41	63	2	1
2006	507	819	260	221
2007	3294	3585	10	5
2008	2352	2541	110	106
2009	1086	1816	38	38
2010	1422	1878	69	66
2011	12	56	9	9
2012	2669	3389	196	57
2013	1188	1288	35	33
2014	237	446	18	18

Tabla 5. Porcentaje de capturas observadas de tintorera frente a la especie objetivo (SWO) del *métier*, frente a la captura total observada, y frente al total de tiburones pelágicos capturados.

	SWO	Captura total	Tiburones pelágicos
2000	27.29	11.09	67.64
2001	7.27	3.00	42.10
2002	6.77	2.24	50
2003	5.73	2.03	77.77
2004	29.2	11.16	88
2005	2.43	1.58	50
2006	43.58	26.98	85
2007	0.15	0.13	50
2008	4.50	4.17	96.36
2009	3.49	2.09	100
2010	4.64	3.51	95.65
2011	75	16.07	100
2012	2.1	1.68	29.08
2013	2.77	2.56	94.28
2014	7.59	4.03	100

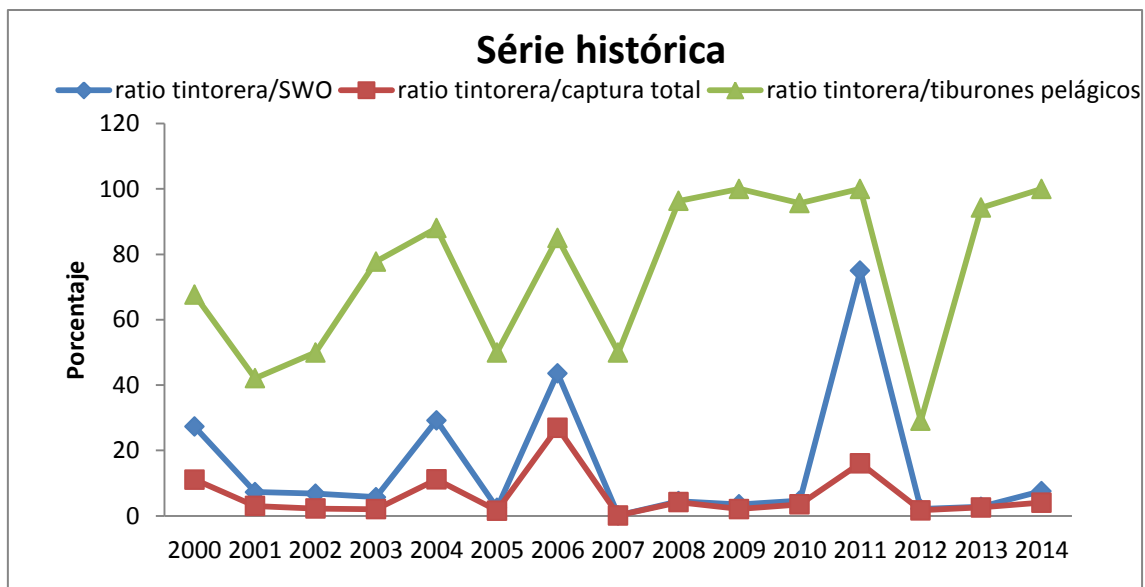


Figura 12. Ratio de captura nominal de tintorera/SWO, de tintorera/captura total y de tintorera/tiburones pelágicos, capturados por el *métier* LLHB para los años 2000 a 2014 representado en forma de porcentaje.

4.1.1 BPUE estacionales por año

En el análisis del BPUE medio estacional (individuos x 1000 anzuelos) de tintorera a lo largo de la serie histórica (**Figura 13**), se observa que para la estación de invierno las observaciones fueron nulas entre 2001 y 2008, sin embargo las capturas observadas para los años comprendidos entre 2009 y 2014, ambos incluidos, son positivas. Del mismo modo también se observan capturas en el año 2000. En la estación de primavera, se obtienen los valores máximos de BPUE (individuos x 1000 anzuelos) en los años 2000, 2006, 2008, 2011, 2013 y 2014, en cambio en los años 2002 y 2009 no se obtuvo ninguna captura de tintorera durante la primavera. Sin embargo en 2003, 2005 y 2007 las observaciones para esta estación son inexistentes. Por otro lado, en la estación de otoño, se alcanzan los valores máximos de captura en los años 2003, 2004, 2009, 2010 y 2012. A su vez los años donde las capturas fueron nulas en esta estación fue en el año 2009. Y los años en los que no se realizaron observaciones durante el otoño fue en el año 2011 y 2014. Por último, en la estación de verano se obtuvieron los valores máximos en el año 2003, 2004, 2009, 2010 y 2012, sin embargo no se obtuvieron capturas en el año 2005, 2007, y 2013. Además, para la estación de verano, no se realizaron observaciones en el año 2011 y 2014. Por tanto, en 6 años se observaron los valores máximos de BPUE (individuos x 1000 anzuelos) en la estación de verano, en 5 años en otoño y en 4 años en la primavera.

Además, en los años 2003, 2005 y 2007 las observaciones fueron inexistentes en el invierno y la primavera. Y de igual manera para el verano y el otoño de los años 2011 y 2014, las observaciones también fueron 0.

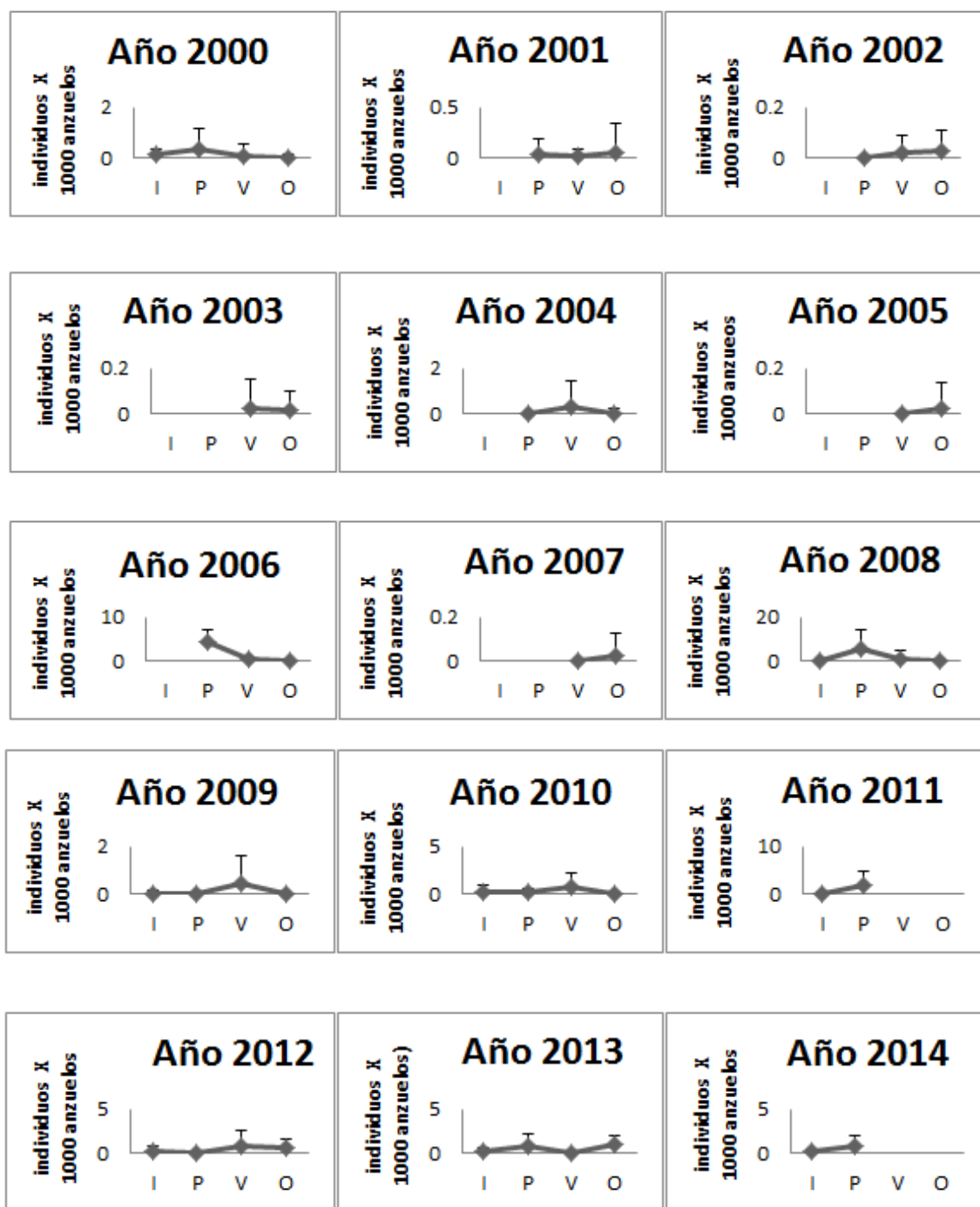


Figura 13. Resultados del BPUE medio estacional (individuos x 1000 anzuelos) a lo largo de la serie histórica (2000-2014) para *P. glauca*. Cada gráfica se presenta en escalas distintas.

De forma general (**Figura 14**) se observa una gran variabilidad en las capturas en función de las estaciones del año. Los máximos de BPUE medio (individuos x 1000 anzuelos) se dan en la primavera en 2000, 2006, 2008, 2011, 2013 y 2014, que supone una BPUE acumulada (individuos x 1000 anzuelos) para toda la serie histórica de 14,36. Los máximos de BPUE (individuos x 1000 anzuelos) en el verano corresponden a 2003,

2004, 2009, 2010 y 2012 lo que supone una BPUE acumulada de 3,49 para la serie histórica. Los máximos de BPUE en otoño corresponden a 2001, 2002, 2005 y 2007 que acumula una BPUE de 1,95. Y por último, no hay máximos de BPUE en invierno en ningún año.

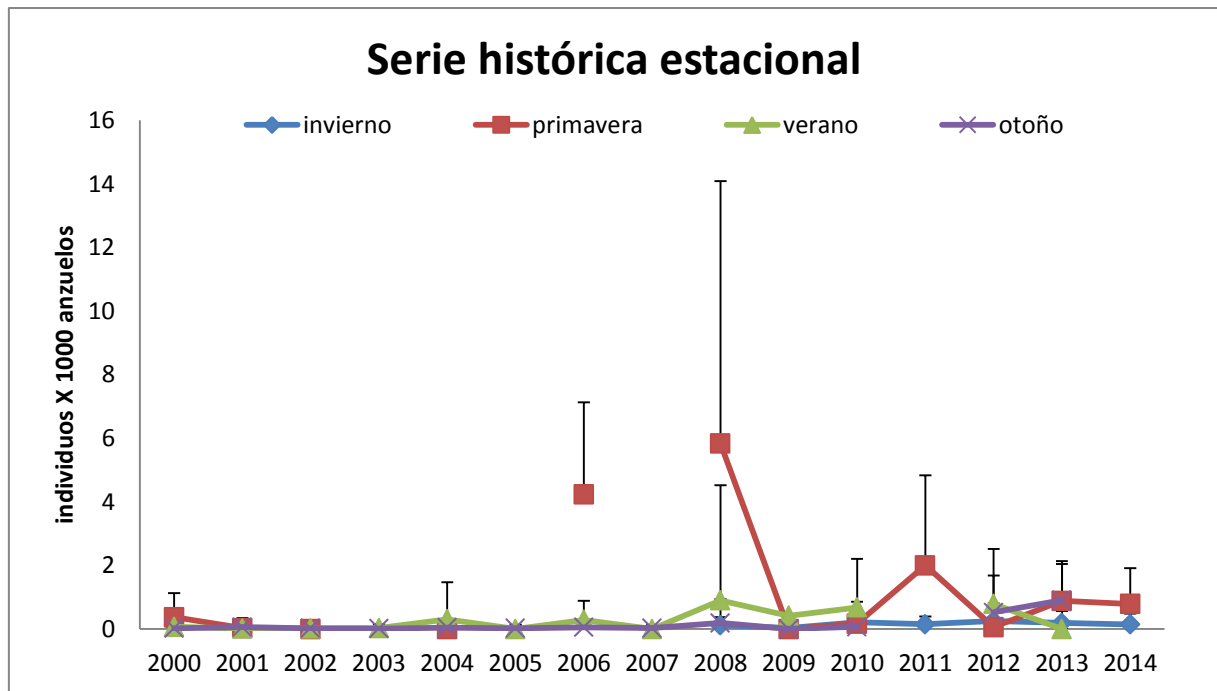


Figura 14. Resultados de BPUE medio estacional (individuos x 1000 anuelos) para la serie histórica (2000-2014) para *P. glauca*.

La serie histórica muestra que existen 3 fases (**Figura 15**). La primera desde el año 2000 hasta el año 2005, donde la BPUE media (individuos x 1000 anuelos) se mantiene más o menos constante, en valores bajos, con un pequeño aumento en 2004. La segunda fase va desde 2006 a 2009 donde se observan dos picos acusados muy similares. El pico de BPUE media del año 2006 corresponde con el máximo de las capturas de tintorera, con 221 individuos. La tercera fase va desde el año 2010 hasta el año 2014. En ésta se observan valores más altos que en la fase inicial alcanzando el máximo en 2011.

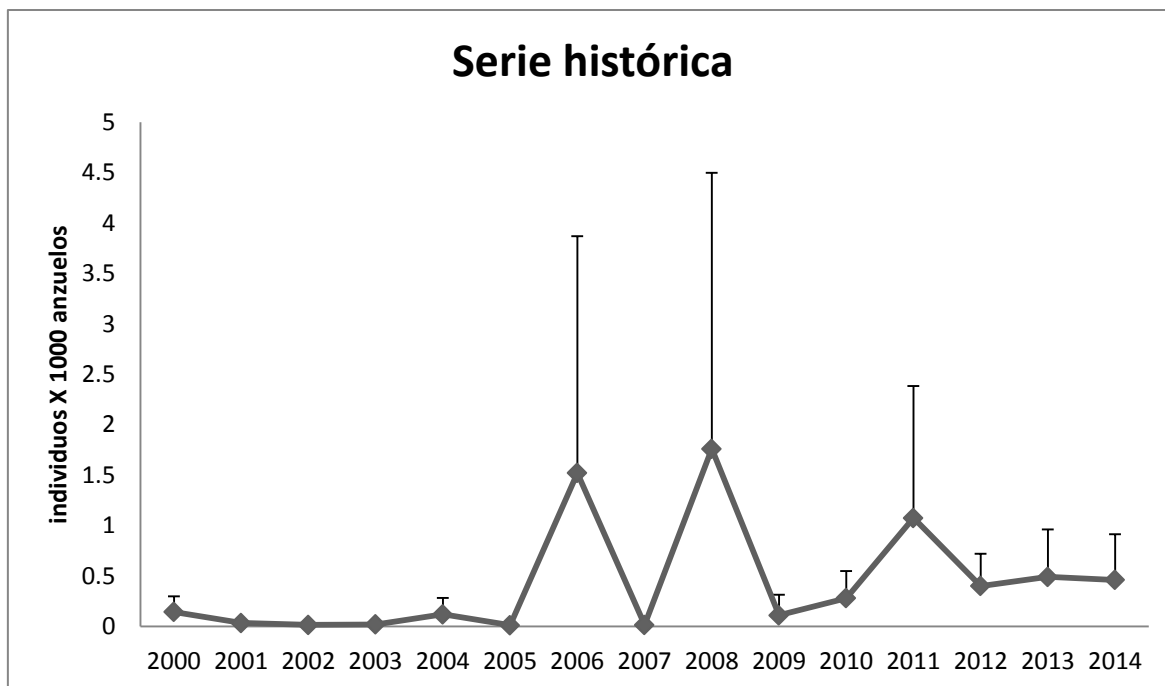


Figura 15. Resultado del análisis del BPUE medio anual (individuos x 1000 anzuelos) de *P. glauca*.

4.1.2 Análisis anual del sexo en las capturas

En el análisis anual del sexo en las capturas de tintorera, observamos (**Figura 16**) que también existe una gran variabilidad. La mayoría de las capturas observadas fueron hembras en 2000, 2001, 2002, 2003, 2008, 2012 y 2013. No se pudo determinar el sexo en 2004, 2005, 2006, 2007, 2009, 2010, 2011, 2014. Y por último, la mayoría de machos no corresponde a ningún año. Durante 7 años la mayoría de los individuos capturados fueron hembras, en 8 años la mayoría fueron individuos indeterminados sexualmente y en ningún año los individuos fueron machos. Además en los años 2002 y 2003 se determinó el sexo de todos los individuos, y en los años 2005 y 2011 todos los individuos capturados fueron indeterminados sexualmente. De forma general, la proporción de ejemplares hembras fue superior a la de los machos, para la serie histórica con un sex ratio de 1 hembra:0,47 machos, sin tener en cuenta el número de individuos que no fueron determinados sexualmente suponiendo 345 individuos.

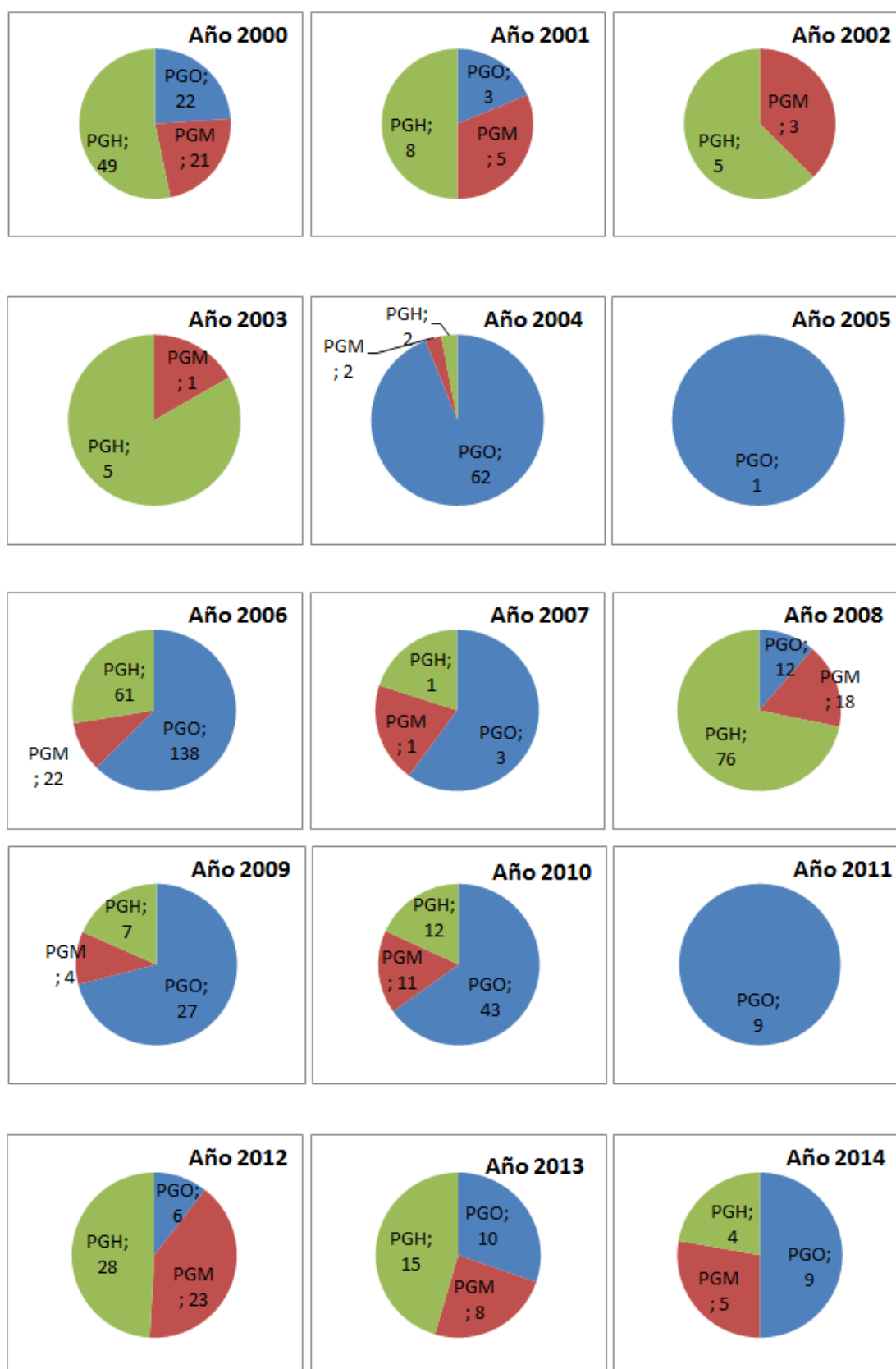


Figura 16. Resultado de las capturas anuales, por sexos. tintorera: *Prionace glauca* sexo indeterminado; PGM: *Prionace glauca* macho; PGH: *Prionace glauca* hembra.

4.2 Análisis de series temporales

Se analizó la serie temporal de los datos de captura observados de tintorera para comprobar si existía un efecto de la variable temporal sobre las capturas observadas. Los análisis espectrales no mostraron ninguna tendencia temporal significativa en la frecuencia de capturas observadas de tintorera por meses para el periodo estudiado. Debido a que los meses con 0 capturas son numerosos, se buscaron patrones en periodos estacionales consecutivos en los que hubiera capturas, pero tampoco se observó ninguna tendencia significativa en este caso (**Figura 17**).

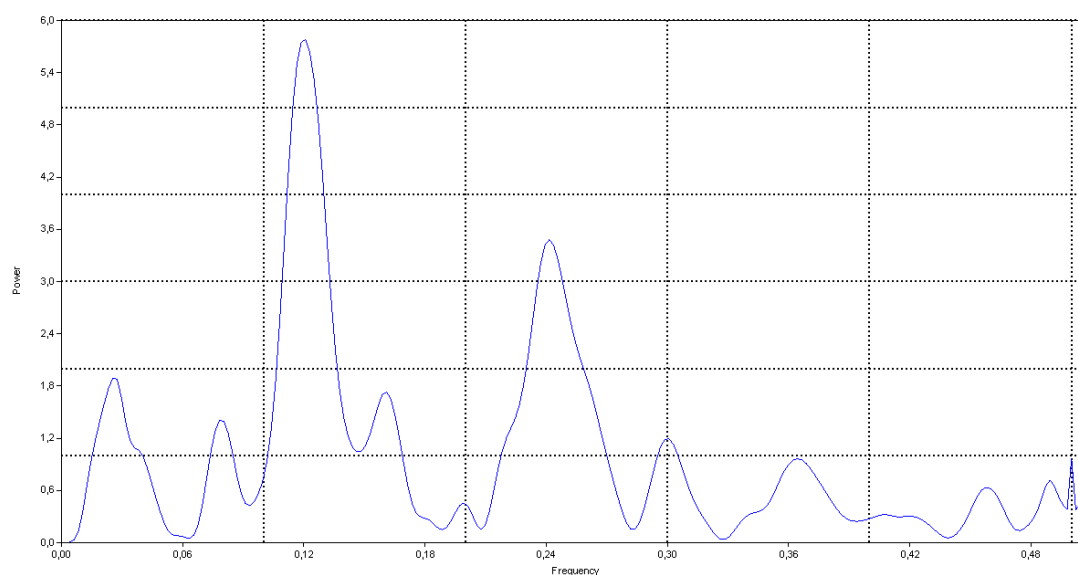


Figura 17. Análisis espectral, de la presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas (2000-2014).²

Tampoco existe correlación en el periodo estudiado (2000-2014) entre las capturas de un año, respecto a las capturas de otro año, ya que no se observa periodicidad temporal (**Figura 18**).

² Las líneas rojas horizontales que determinan si la frecuencia es significativa para un $\alpha=0,01$ y $\alpha=0,05$, se encuentran ausentes en este gráfico. Power: energía de cada ciclo; Frequency: frecuencia con que ocurren dichos ciclos.

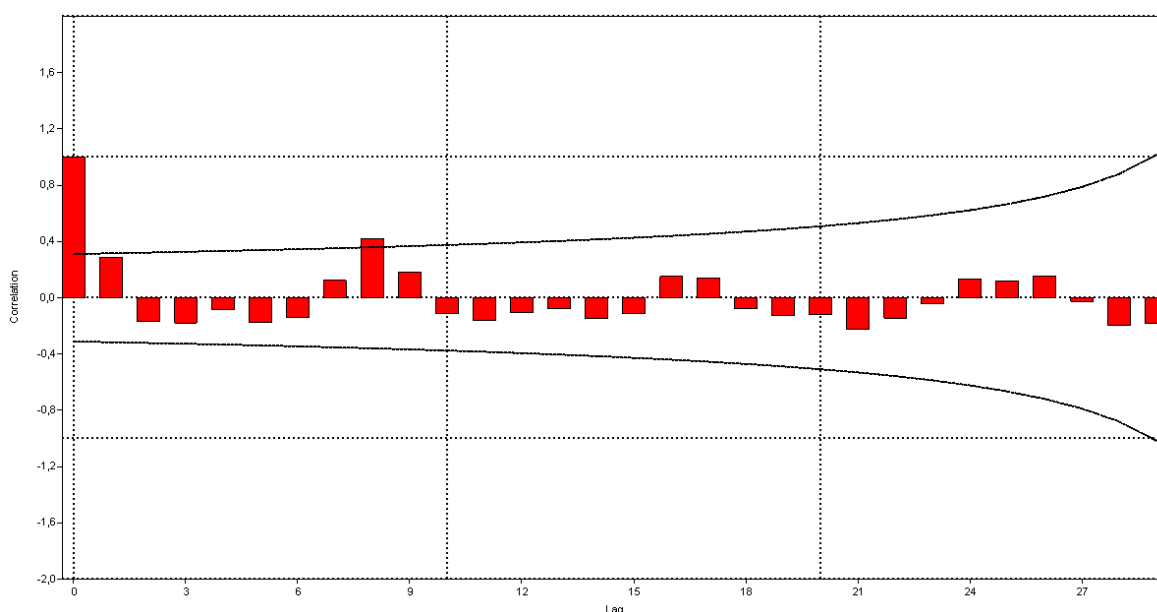


Figura 18. Autocorrelación temporal observada para la presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas por año para el periodo 2000-2014 en el área de estudio.³

4.3 Modelos explicativos de la capturas observadas de *Prionace glauca*

Mediante la técnica analítica de regresión logística binaria por “pasos hacia atrás” se obtuvieron modelos significativos de la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas en función de distintas variables técnicas, ambientales, geográficas y antropogénicas. El número de datos eliminados para este análisis, supuso un total de 68 registros, debido a la existencia de campos incompletos, por tanto la base de datos efectiva para la ejecución de los modelos de regresión fue de 1664 registros. A continuación se detallan los resultados obtenidos con dichos modelos.

El uso de la variable *mes* y la variable *estación* en el mismo modelo no es posible, ya que hay problemas de colinealidad entre ambas variables explicativas. Por ello, partimos de un modelo inicial (modelo 0 en adelante) entre la variable dependiente presencia/ausencia de tintorera en las capturas y todas las variables independientes disponibles. Basándonos en los valores del criterio de información de Akaike (AIC) y los valores de R^2 de Nagelkerke (**Tabla 6**), observamos que la variable *mes* presenta valores ligeramente más elevados, por lo que seleccionamos dicha variable para los futuros modelos.

³ Las líneas negras curvas, representa la significación para un $\alpha=0,05$.

Tabla 6. Importancia de las variables mes y estación según el criterio de información de akaike (AIC) y de Nagelkerke R^2 .

modelo	AIC	Nagelkerke R^2
global (<i>mes</i>)	1219.727	0.3242822
global (<i>estacion</i>)	1218.959	0.3112822

Posteriormente, se generó un modelo de regresión (modelo 1 en adelante) entre la variable dependiente presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas, frente a todas las variables independientes disponibles (citadas en la metodología a excepción de *estación*) que pudieran hacer variar la probabilidad, siendo las variables independientes seleccionadas por el modelo final las siguientes: *barco*, *mes*, *Distcost* y *anzuelos*.

El modelo de regresión logística binaria por “pasos hacia atrás” obtuvo una función significativa (Omnibus test $\chi^2=335,12$; g.l.=60; $P<0,001$) que mostraba diferencias significativas (para un $\alpha=0,05$) entre los valores predichos y los observados (Hosmer y Lemeshow $\chi^2=19,5$; g.l.=8; $P=0,012$), por lo que el modelo no presenta una buena bondad del ajuste. Según el estadístico de Wald, todos los parámetros son significativos (para un $\alpha=0,05$). El modelo presentó una R^2 de Nagelkerke de 0,317. El valor de verosimilitud del modelo fue 1212,25 con un AUC alta de 0,825. Para este modelo, la importancia relativa de las variables explicativas según el estadístico de Wald fue (**Tabla 7**):

Tabla 7. Importancia relativa de las variables explicativas (estadístico de Wald) para el modelo 1. χ^2 es el estadístico chi-cuadrado de Wald; df: son los grados de libertad y P: es el p-valor.

	χ^2	d.f.	P
anzuelos	14.71	1	0.0001
mes	29.47	11	0.0019
distCosta	5.66	1	0.0173
barco	185.26	47	<0.0001
TOTAL	207.98	60	<0.0001

la variable *barco* presentó una puntuación de 185,26 y una significación $P<0.0001$, siendo la variable más importante del modelo final. Sin embargo, dicha variable categórica está subcategorizada 49 veces, lo que complica la interpretación de los resultados del modelo final y su representación.

Efecto de la estrategia de pesca

Dado que la variable *barco* se encuentra influenciada tanto por factores técnicos como factores humanos, se quiso comprobar que tipo de factores (GT, TRB, eslora, CV) afectaban a variable *barco* en base a las capturas observadas de tintorera, por lo que realizamos un segundo modelo (modelo 2 en adelante).

El modelo de regresión se generó entre la variable dependiente presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas, frente a las variables independientes GT, TRB, eslora y CV, las cuales pudieran afectar a la variable *barco*. La variable independiente seleccionada por el modelo final fue eslora. El modelo obtuvo una función significativa (Omnibus test $\chi^2=27,392$; g.l.=1; $P<0,001$), pero sin embargo no mostraba diferencias significativas (para un $\alpha=0,05$) entre los valores predichos y los observados (Hosmer y Lemeshow $\chi^2=71,02$; g.l.=8; $P=0,001$), por lo que el modelo no presenta una buena bondad del ajuste. Según el estadístico de Wald, la constante no fue significativa (para un $\alpha=0,05$). El modelo presentó una R^2 de Nagelkerke muy baja de 0,27. El valor de verosimilitud del modelo fue 1451,36, y el AUC es muy bajo con un valor de 0,595, por lo que no discrimina bien. De esta forma, comprobamos que la variable *barco* se vio medida únicamente por el efecto patrón, y no por ninguna de estas variables técnicas.

A continuación, se realizó un tercer modelo (modelo 3 en adelante) para comprobar el efecto estratégico de la variable *barco* en la captura de tintorera, para lo que se ejecutó un modelo entre la variable dependiente presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas frente a la variable independiente *barco*.

El modelo obtuvo una función significativa (Omnibus test $\chi^2=272,825$; g.l.=47; $P<0,001$) y no mostró diferencias significativas (para un $\alpha=0,05$) entre los valores predichos y observados (Hosmer y Lemeshow $\chi^2=2,25 \times 10^{-12}$; g.l.=8; $P=1,000$). Según el estadístico de Wald, el parámetro y la constante son significativos (para un $\alpha=0,05$). El modelo presentó una R^2 de Nagelkerke de 0,262. El valor de verosimilitud del modelo fue 1248,548 y la capacidad de discriminación es alta AUC 0,794.

En función de las probabilidades de presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas, obtenidas en el modelo 3, se dividieron los registros en dos grupos. Por un lado aquellos lances observados con probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas superiores a 0,5 y por otro lado los lances observados con probabilidades de presencia/ausencia de captura inferiores a 0,5. Esta división se establece en el punto de probabilidad con 0,5 ya que es el punto intermedio, y además concentra la mayoría de las capturas positivas.

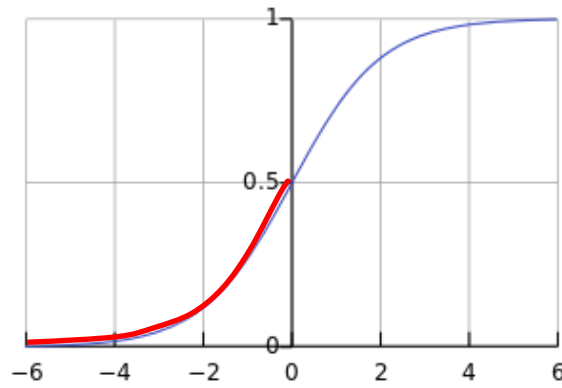


Figura 19. Función logística con $\beta_0 + \beta_1 x + e$ en el eje horizontal y $\pi(x)$ en el eje vertical. Punto de corte de las probabilidades.

Por un lado, modelamos (modelo 4 en adelante) el grupo de barcos con probabilidades de presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas inferiores a 0,5. Utilizamos la regresión logística binaria por “pasos hacia atrás” para conocer las variables que afectan a la probabilidad de capturar al menos un ejemplar.

Se generó el modelo entre la variable dependiente presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas, frente a todas las variables independientes disponibles (a excepción de *estación*), siendo las variables independientes seleccionadas por el modelo final: *anzuelos*, *CLTI*, *mes*, *CLOI*, *tramo*, *distcost*. El modelo final se expresa según la función de conexión logit, el orden de las variables en la función denotan su importancia en función del estadístico de Wald (**Tabla 8**):

$$\begin{aligned} \text{logit} = & -13,364 + 0,0003605307 \text{ anzuelos} + 0.3050969 \text{ clti} - 0.2818373 \text{ cloi} \\ & - 0,4628563[\text{Febrero}] - 0,624633[\text{Marzo}] - 0,4557523[\text{Abril}] \\ & - 0,3482065[\text{Mayo}] - 1,279163[\text{Junio}] - 2,080151[\text{Julio}] \\ & - 1,785491[\text{Agosto}] - 2,333575[\text{Septiembre}] \\ & - 2,076081[\text{Octubre}] - 2,028327[\text{Noviembre}] \\ & - 0,6043831[\text{Diciembre}] + 0.6747321[\text{noche}] \\ & + 0,004768153 \text{ distcost} \end{aligned}$$

Y [c]= 1 si el sujeto está en el grupo c, 0 si no.

Tabla 8. Importancia relativa de las variables explicativas (estadístico de Wald) para el modelo 6. χ^2 es el estadístico chi-cuadrado de Wald; df: son los grados de libertad y P: es el p-valor.

	χ^2	d.f.	P
anzuelos	16.35	1	<0.0001
clti	9.13	1	0.0025
cloi	12.61	1	0.0004
mes	82.10	11	<0.0001
tramoHorario	6.73	1	0.0095
distCosta	8.50	1	0.0036
TOTAL	92.51	16	<0.0001

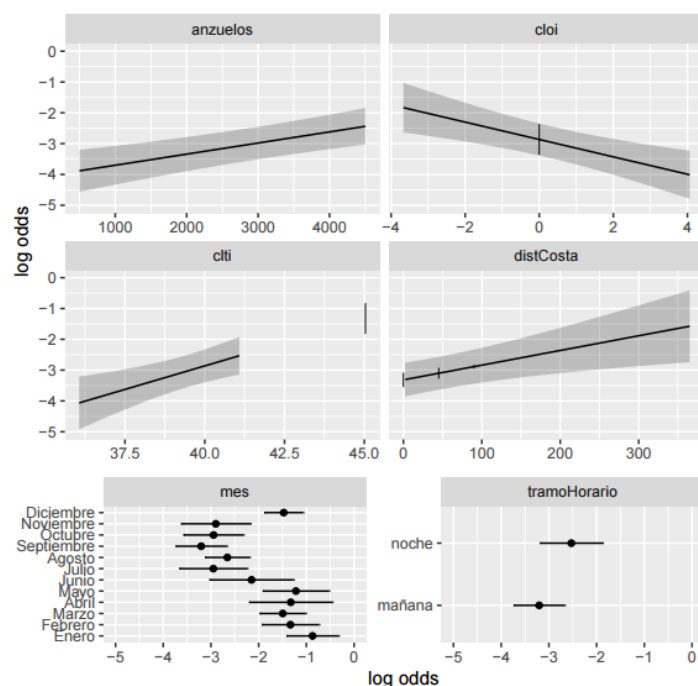


Figura 20. Efecto de las variables explicativas seleccionadas en el modelo final 6.

Se obtuvo una función significativa (Omnibus test $\chi^2=106,253$; g.l.=16; $P<2,33\times 10^{-15}$) y no mostró diferencias significativas (para un $\alpha=0,05$) entre los valores predichos y observados (Hosmer y Lemeshow $\chi^2=5,813$; g.l.=8; $P=0,668$).

Según el estadístico de Wald, todos los parámetros son significativos (para un $\alpha=0,05$). El modelo presentó una R^2 de Nagelkerke de 0,126. El valor de verosimilitud del modelo fue 1076,073, con un AUC de 0,727.

En este caso, el número de lances observados supuso un total de 1546. De estos lances observados, 1409 presentaban 0 capturas de tintorera. Estos lances fueron llevados a cabo por 41 barcos de nuestro estudio, los cuales presentaron características técnicas muy dispares e incluso puertos base muy alejados entre sí.

Por último, modelamos (modelo 5 en adelante) el grupo de barcos con probabilidades de presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas superiores a 0,5 mediante el mismo análisis que los modelos anteriores.

Se generó el modelo entre la variable dependiente presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas, frente a todas las variables independientes disponibles (a excepción de la variable *salinidad*, ya que no converge en el modelo y de *estación*), siendo las variables independientes seleccionadas por el modelo final: *mes*, *SST* y *Distcost*. El modelo final se expresa según la función de conexión logit, el orden de las variables en la función denotan su importancia en función del estadístico de Wald (**Tabla 9**):

$$\begin{aligned} \text{logit} = & 6,672194 + 4,582589[\text{Junio}] + 5,067685[\text{Julio}] + 5,121598[\text{Agosto}] \\ & + 3,513698[\text{Septiembre}] + 0,9918006[\text{Octubre}] \\ & - 5,788398[\text{Noviembre}] + 0,4322146[\text{Diciembre}] - 0,4766319 \text{ sst} \\ & + 0,03285303 \text{ distcost} \end{aligned}$$

Y [c]= 1 si el sujeto está en el grupo c, 0 si no.

Tabla 9. Importancia relativa de las variables explicativas (estadístico de Wald) para el modelo 7. χ^2 es el estadístico chi-cuadrado de Wald; df: son los grados de libertad y P: es el p-valor.

	χ^2	d.f.	P
mes	18.48	7	0.0100
sst	6.20	1	0.0128
distCosta	4.99	1	0.0255
TOTAL	19.12	9	0.0242

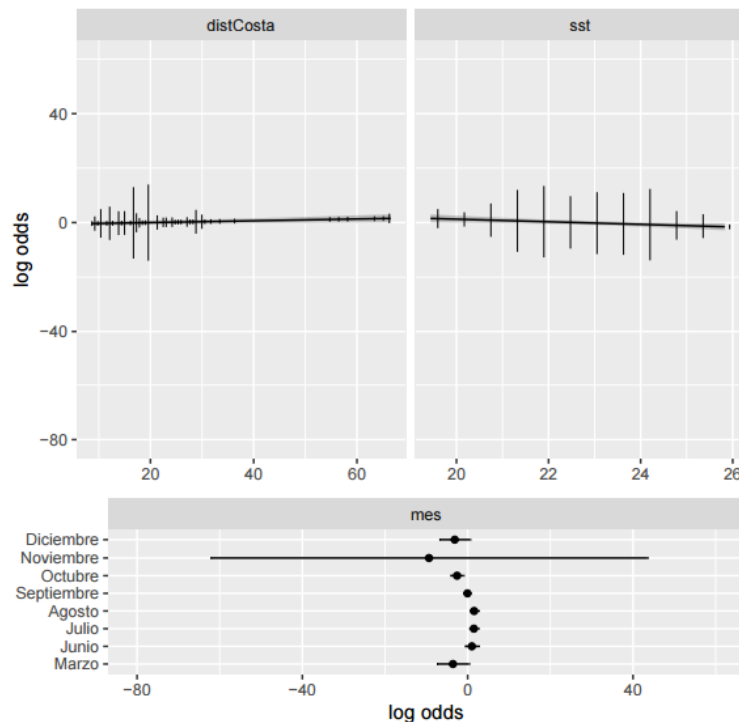


Figura 21. Efecto de las variables explicativas seleccionadas en el modelo final 7.

Se obtuvo una función significativa (Omnibus test $\chi^2=36,16$; g.l.=9; $P<3,7 \times 10^{-5}$) y no mostró diferencias significativas (para un $\alpha=0,05$) entre los valores predichos y observados (Hosmer y Lemeshow $\chi^2=9,563$; g.l.=8; $P=0,297$).

Según el estadístico de Wald, todos los parámetros son significativos (para un $\alpha=0,05$). El modelo presentó una R^2 de Nagelkerke de 0,356. La verosimilitud del modelo fue buena con un valor de 145,755 y con un AUC de 0,795 próximo al equilibrio.

En el grupo de barcos con probabilidades de presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas superiores a 0,5 se incluye un total de 118 lances realizados por 8 de las 49 embarcaciones participantes en este estudio, las cuales presentan características muy similares. Estas embarcaciones son la 04, 15, 28, 37, 39, 40, 47 y 48 y el puerto base de estas embarcaciones es Motril, Carboneras y Águilas, ciudades próximas entre sí. La eslora de las embarcaciones varía entre 10 y 20 metros. Los valores mínimo de GT son 4,38 y el máximo 81,64. El valor mínimo de TRB es 4,79 y el máximo es 35,78. Los CV varían entre 60 y 170.

De forma complementaria al modelo 5, realizamos un análisis estadístico del grupo de barcos con probabilidades de presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas superiores a 0,5, mediante el coeficiente de Correlación Biserial Puntual o coeficiente Biserial de Punto (point biserial correlation coefficient) y mediante correlaciones V de Cramer, ya que los modelos GLM podrían resultar poco idóneos para un número de datos tan reducido.

En el caso de las variables continuas, observamos que las variables CLTI, CLOI, salinidad, Distestre y Distchicotes resultaron significativas (para un $\alpha=0,05$) (**Tabla 10**).

Tabla 10. Correlaciones (rpb).

variable	variable	r_{pb}	p-value
PGOdiana	clti	-0.301333934	0.0009134722
PGOdiana	cloi	-0.293487996	0.0012575450
PGOdiana	salinidad	-0.183295369	0.0469481490
PGOdiana	sst	0.065059081	0.4839639316
PGOdiana	distCosta	0.136127129	0.1416080647
PGOdiana	distCiudad	0.026414825	0.7764613653
PGOdiana	distEstrecho	-0.294214308	0.0012213323
PGOdiana	distChicotes	0.210906386	0.0218772729

En el caso de las variables categóricas, observamos que las variables mes y estación fueron significativas (para un $\alpha=0,05$) (**Tabla 11**). Los meses que correlacionan con mayor intensidad son Junio, Julio, Agosto y Septiembre (**Figura 22**). Y las estaciones que correlacionan con mayor intensidad son primavera y verano (**Figura 23**).

Tabla 11. Correlaciones V de Cramer.

variable	variable	Cramer's V	Pearson χ^2	df	$P(> \chi^2)$
PGOdiana	mes	0.373	15.680	6	0.015579
PGOdiana	estacion	0.380	17.079	3	0.000681
PGOdiana	tramoHorario	0.129	1.956	1	0.161930

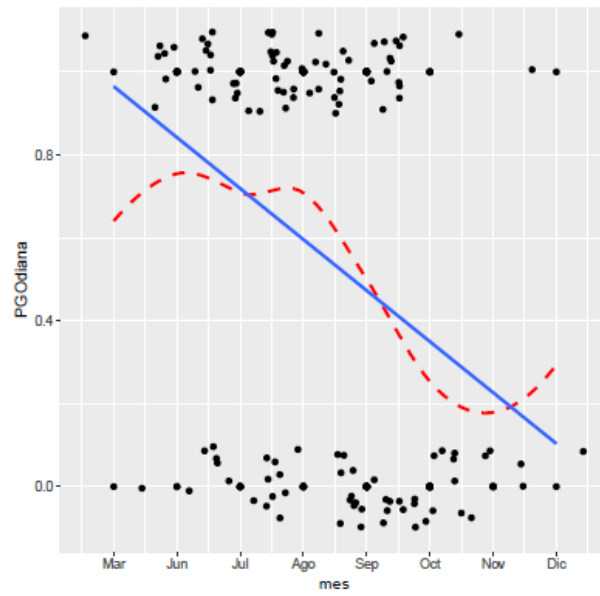


Figura 22. Interpretación de la correlación de la variable mes.

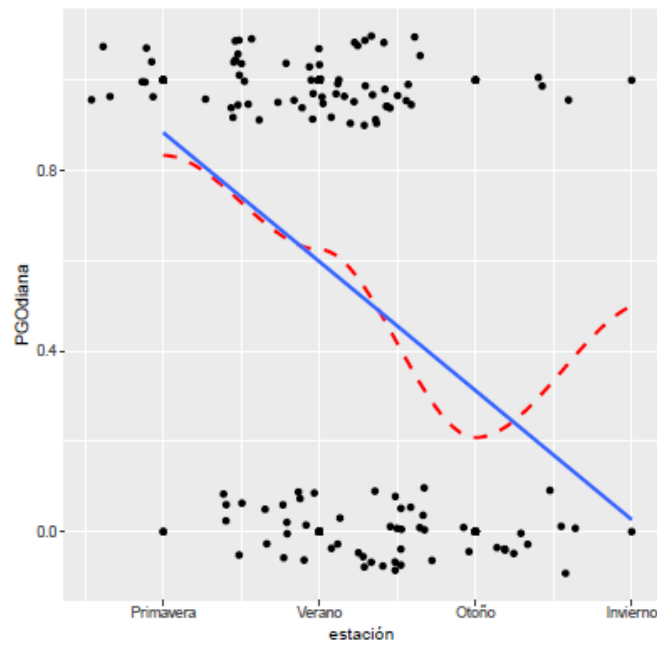


Figura 23. Interpretación de la correlación de la variable estación.

5. DISCUSIÓN

La finalidad del estudio de las capturas acompañantes de tintoreras por palangreros de superficie españoles en el Mediterráneo occidental, es conocer cómo han ido variando las capturas de esta especie a lo largo de los años, observar si existe algún tipo de patrón y posteriormente a través de una selección de factores ambientales, geográficos, antropogénicos y operacionales, modelarlos para comprender cómo el desempeño pesquero varió con la selección de dichos factores.

La tintorera es uno de los tiburones más abundantes que existe a lo largo de todos los océanos, con una distribución circumglobal en aguas templadas y tropicales. Debido a sus características biológicas es una especie que puede ser muy abundante localmente y presentar una estrategia de ciclo de vida con un crecimiento rápido y un mayor número de descendientes en comparación con otros tiburones pelágicos. Aunque la tintorera representa casi el 95% de la captura nominal de todos los tiburones pelágicos del Mediterráneo, su biología es poco estudiada (Bianchi *et al.*, 1997; Megalofonou *et al.*, 2005a, 2005c). De forma similar a nuestro estudio, la proporción de capturas anuales nominales observadas de tintorera frente al total de los tiburones pelágicos supuso el 94 % y la proporción fue del 100% para el año 2011, 2013, 2014. A su vez, la tintorera constituye la mayor captura acompañante en número en las pesquerías españolas de palangre dirigidas al pez espada o al atún en el Mediterráneo, gran parte de la cual raramente se incorpora en las estadísticas de captura nacionales e internacionales (Buencuerpo *et al.*, 1998; Megalofonou *et al.*, 2005a,c; Gilman *et al.*, 2007). Debido a esto, en nuestros resultados observamos que la proporción de capturas anuales observadas de tintorera del *métier* LLHB frente a la especie objetivo (SWO) supone un total del 16%. Por otro lado, la proporción de capturas anuales en número de tintorera frente al total de las capturas llevadas a cabo por el *métier* es del 7%, lo que supone un aumento con respecto al porcentaje observado por Valeiras *et al.* (2003) para la misma flota.

El mar Mediterráneo es un área donde la investigación de tintoreras y de tiburones en general, es bastante escasa, por lo que el estado actual de las poblaciones de tintorera es objeto de mucho debate. Báez (2015) señala una fuerte disminución de grandes peces depredadores en todo el mundo. Saldo *et al.* (2007) señalan que los datos históricos disponibles de las pesquerías de pez espada indican que la tintorera en el Mediterráneo está disminuyendo en abundancia, está en declive general y posiblemente más que en otras partes del mundo. Estimaciones recientes de los puntos de referencia usados en la evaluación de las poblaciones sugieren que el número de tintoreras comercializadas es cercano o posiblemente superior al rendimiento máximos sostenible (Clarke *et al.*, 2006). Esta disminución puede atribuirse a una serie de factores, entre ellos sus características biológicas en combinación con la naturaleza semi-cerrada del mar Mediterráneo y la intensa actividad pesquera en sus aguas. A su vez, datos históricos recientes de las pesquerías italianas de pez espada en el Golfo de Taranto, revelan que las tasas de captura de tintorera en esta área en los últimos 20 años han

disminuido, con un promedio de 38,5% (de Metrio *et al.*, 1984; Filanti *et al.*, 1986; Saldo *et al.*, 2007). Megalofonou *et al.* (2005b) explicaban que las tasas de captura de tiburones obtenidas en su estudio fueron inferiores a las reportadas en estudios previos para varias áreas del mar Mediterráneo, probablemente debido a la presión de la pesca.

Aunque es probable que el impacto de la mortalidad pesquera anual de las pesquerías (principalmente como captura acompañante) tenga un efecto sobre la población mundial, los datos de muestreo accesibles son inadecuados para evaluar el nivel de declive poblacional (Stevens, 2000).

Los valores nominales de BPUE (individuos x 1000 anzuelos) obtenidos en nuestro estudio son muy bajos en comparación con valores análogos de estudios en el Mediterráneo occidental y el Atlántico (De metrio *et al.*, 1984; Filanti *et al.*, 1986; Buencuerpo *et al.*, 1998; Hazin *et al.*, 1998; Di Natale, 1998; De zio *et al.*, 2000; Stone y Dixon, 2001; Nakano y Clarke, 2005; Aires-da-Silva *et al.*, 2008; Ferretti *et al.*, 2008). Es difícil detectar si estas bajas tasas de captura son un resultado antropogénico (agotamiento de la pesca histórica - Megalofonou *et al.*, 2009a) o si reflejan una baja productividad de la región (Azov, 1991).

Los valores de BPUE (individuos x 1000 anzuelos) obtenidos presentan un sesgo temporal, ya que contaba con esfuerzos de pesca observados anuales diferentes a lo largo de los 15 años estudiados, por lo que el BPUE no está estandarizado. Esto imposibilita determinar si las abundancias de tintorera están en declive o se mantienen estables. Los resultados muestran que la estación que presentó un mayor BPUE medio (individuos x 1000 anzuelos) fue la primavera, seguida del verano y el BPUE medio (individuos x 1000 anzuelos) más bajo se obtuvo en invierno, posiblemente debido a que las inclemencias meteorológicas en dicha estación provocaron un menor número de lances reales y por tanto de observaciones llevadas a cabo por los observadores a bordo. Megalofonou *et al.* (2005c) afirmaban que en el análisis estacional, los máximos de BPUE se obtienen a finales de primavera y durante el verano, coincidiendo con nuestros resultados. Probablemente, ciertas preferencias de temperatura del agua de la tintorera durante su ciclo biológico les obliga a moverse a masas de agua más superficiales y cálidas. A estas profundidades los tiburones son más vulnerables a los palangres de superficie y eso se refleja en capturas más altas. Las tasas de captura más altas a finales de la primavera y en verano también podrían atribuirse al reclutamiento juvenil (Strasburg, 1958; Carey y Scharold, 1990; Nakano, 1994; Bigelow *et al.*, 1999).

Por otro lado, la elevada abundancia de las capturas en la primavera y el verano, coincide con la reproducción del pez espada en el Mediterráneo. Mientras los juveniles de pez espada se distribuyen en todas las áreas costeras del Mediterráneo, los adultos se agregan en determinadas áreas para llevar a cabo la reproducción. Ésta tiene lugar en los meses de verano, en aguas entre los 23 y 26 C° de temperatura. Una de las áreas de reproducción identificadas son las islas Baleares, donde se desarrolla el grueso de la pesquería. Por tanto, como consecuencia de que las pesquerías persigan a los adultos

reproductores de pez espada como especie objetivo, de forma acompañante se captura gran cantidad de tiburones azules que se concentran en esa área. Según Báez *et al.* (2015) y Ceballos *et al.* (2015) la abundancia local de tintoreras capturadas podría ser mediada por la Oscilación Ártica (AO). Se observan relaciones negativas entre las capturas de tintoreras en el mar Balear frente a la AO del año anterior, es decir, cuanto más negativa sea la fase AO del año anterior, mayores serán las capturas en la zona Balear (varios estudios han demostrado que los cambios en las tendencias AO tienen un efecto retrasado en los ecosistemas acuáticos debido a la inercia del ecosistema (Báez *et al.*, 2013). Es ampliamente conocido que durante la AO negativa hay vientos del oeste débiles sobre Europa del Norte, y las tormentas se desarrollan sobre la región mediterránea (Ginati y Rosenfeld, 2013). La hipótesis de sus estudios implica que los años con AO en fase negativa, podrían aumentar la oferta de nutrientes de la tierra al mar en la zona alrededor del mar Balear y para esto, existen dos explicaciones posibles i) el aumento de los nutrientes en las fases AO negativas conduce a un aumento de la productividad con un efecto en cascada sobre toda la red alimenticia de la zona, aumentando el número de presas del pez espada y el esfuerzo pesquero en la zona, o ii) el aumento de los nutrientes de las fases AO negativas conduce a un aumento de la productividad con un efecto en cascada sobre toda la red alimenticia del área, aumentando el número de competidores de los tiburones pelágicos, lo que provoca un flujo unidireccional de tiburones que emigran al mar Balear en detrimento de zonas cercanas al Estrecho de Gibraltar, como el mar de Alborán, por donde entrarían dichos competidores.

Aunque esta teoría no ha podido ser confirmada en nuestro estudio debido a la falta de estandarización en el esfuerzo pesquero, estos estudios presentan datos muy robustos.

La tintorera se caracteriza generalmente por una compleja organización espacial de sus poblaciones resultante de intercambios entre componentes de su ciclo biológico, interacciones sociales y ambientales. Esta compleja organización se refleja en que las poblaciones de tintoreras se segregan por sexo y por etapas de su ciclo biológico y hacen uso de áreas ecológicamente importantes (Vandeperre *et al.*, 2014).

Megalofonou *et al.* (2005c) afirman que la segregación espacial y temporal de los tiburones pelágicos por sexo y tamaño está bien documentada por Strasburg (1958) y Nakano (1994) para el océano Pacífico. Sin embargo en su estudio del Mediterráneo el sex ratio (hembras: machos) favoreció a los machos en casi todas las áreas, y variaron de 1 hembra: 1,29-2,50 machos. La única excepción a ese sex ratio fue en el mar de Alborán donde predominaron las hembras (1 hembra: 0,61 machos).

En Megalofonou *et al.* (2009b) para el Mediterráneo, la proporción de sexos favoreció a los machos que superaron en número a las hembras para todas las áreas examinadas con un sex ratio de 1: 1,8 (hembras:machos). La proporción de sexos observada en favor de los machos, fue similar a la reportada por Buencuerpo *et al.*

(1998) en el océano Atlántico Norte oriental y el Estrecho de Gibraltar, pero inversamente a los reportados en el Atlántico Norte occidental (Pratt, 1979) y el Atlántico Norte oriental en aguas británicas e irlandesas (Stevens, 1976; Henderson *et al.*, 2001). En particular, la proporción de sexos reportada en las aguas costeras irlandesas fue fuertemente sesgada a favor de las hembras (Whelan, 1991), de acuerdo con la especulación de Pratt (1979) de que las tintoreras machos se mueven hacia la costa sólo al alcanzar la madurez sexual. Los datos mostraron que la composición sexual de las capturas de tintoreras varió espacialmente. Se supone que las variaciones en la composición por sexo de las capturas podrían reflejar parcialmente diferentes distribuciones naturales de los sexos y tamaños (edades), posiblemente como resultado de las diferencias sexuales en el comportamiento reproductivo.

Sin embargo, nuestros resultados reflejan que la proporción de sexos fue mayor para hembras que para machos, ya que se obtuvo un sex ratio de 1 hembra:0,47 machos. De la misma forma, Valeiras y de la Serna (2003) en su estudio, obtuvieron que el sex ratio anual favoreció a las hembras durante todos los años de análisis, con un sex ratio cercano a 1:0,9 en el Mediterráneo occidental. En el Atlántico suroeste, la proporción de hembras:machos fue mayor en la mayoría de las estaciones (1:2,2), exceptuando invierno donde la proporción fue 1:0,59 (Domingo *et al.*, 2008). Sin embargo para nuestro estudio, muchos de los individuos de tintorera, concretamente 345, no fueron determinados sexualmente.

De forma general, en los análisis de las series temporales de este estudio, las capturas de tintorera no mostraron patrones interanuales (ciclicidad) ni tampoco una autocorrelación temporal. Sin embargo no se tiene un conocimiento previo acerca de la existencia de tales patrones, por lo que no se sabe si realmente existirían (Vandeperre *et al.*, 2014). Este hecho podría estar reflejando la escasa homogeneidad del esfuerzo de observación, previamente mencionado. Como se ha indicado, los lances observados no corresponden con los lances reales, lo que limita la representatividad de los datos. Sin embargo es destacable que se hayan obtenido modelos explicativos significativos para la probabilidad de presencia o ausencia de tintorera en las capturas y, por tanto, se hayan identificado factores que interaccionan en la distribución de las capturas.

Variables explicativas

Hasta la fecha no se conoce cuáles son las variables que determinan la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas en el Mediterráneo occidental. Para ello vamos a comprobar las variables que hemos identificado como óptimas, a partir de las 13 variables disponibles.

- ***Factores ambientales y oceanográficos***

Mediante los modelos lineales generalizados, observamos que la variable **SST** fue seleccionada en un modelo final (modelo 5). En este modelo, la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas es mayor a menores SST. Damalas y

Megalofonou (2010) en su estudio del Mediterráneo oriental, confirman que las tintoreras son capturados a menudo en aguas más frías, pero sin embargo densas concentraciones locales de tiburones son más probables en áreas calientes. Nakano *et al.* (1985) y Nakano (1994) en el Pacífico Norte observaron las mayores concentraciones locales de tintoreras en aguas más cálidas, hecho que puede atribuirse a las preferencias específicas de individuos maduros durante su período de puesta. Sin embargo, los estudios de telemetría acústica en tintoreras han demostrado que las tintoreras nadan regularmente por debajo de la termoclina donde encuentran temperaturas de agua mucho más bajas que en la superficie del mar (Carey y Scharold, 1990; Klimley *et al.*, 2002).

La variable **salinidad** no fue seleccionada en ningún modelo de regresión, sin embargo presentó una correlación negativa con la alta probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas. El grupo de datos con alta probabilidad de tintorera en las capturas observadas, corresponden a la zona del mar de Alborán donde superficialmente se encuentra el agua fría y menos salada que viene del Atlántico (Vargas *et al.*, 2010).

La variable **Distcost** fue seleccionada en tres modelos finales (modelo 1, 4 y modelo 5). Dicha variable presentó una relación positiva en los dos modelos, por lo que cuanto más alejados de la costa sean los lances, mayor será la probabilidad de encontrar una tintorera. La causa de la relación positiva entre la aparición de la tintorera y la distancia a la costa podría deberse a que la tintorera es una especie oceánica (Megalofonou *et al.*, 2009c). Strasburg (1958) y Hazin (1994) también han demostrado que la presencia de tintoreras está positivamente correlacionada con la distancia a la costa. Por el contrario, Casey (1985) informó de que la relación negativa entre la *Distcost* y la probabilidad de presencia/ausencia, podría darse debido a la disponibilidad del alimento, ya que las presas de las tintoreras suelen congregarse cerca de la costa, montes submarinos o bancos (Hazin, 1994; Bigelow *et al.*, 1999).

La variable **mes** fue seleccionada en tres modelos finales (modelo 1, modelo 4, y modelo 5) y la variable **estación** en ningún modelo. Se observó que la variable *mes*, fue seleccionada en los modelos finales no por razones técnicas debidas a su efecto en las vedas temporales y la repercusión del *mes* en la modalidad de palangre utilizado en la pesca, sino por su efecto biológico. Para el modelo 4 los meses fueron Enero, Febrero, Marzo, Abril, Mayo, Junio, Agosto y Diciembre. Y para el modelo 5 los meses fueron Junio, Julio Agosto y Septiembre. Megalofonou *et al.* (2009c) y Damalas y Megalofonou (2010) explican que existe una mayor probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas a finales de primavera-principios del verano y el otoño, lo que podría atribuirse al reclutamiento de tiburones juveniles azules que ingresan a la pesquería. Sin embargo, Nakano (1994) asoció la abundancia estacional de tintoreras con un posible patrón de migración.

También existe una correlación positiva de la variable *mes* con la alta probabilidad de captura de tintorera. La correlación fue mayor para los meses de Junio, Julio, Agosto y Septiembre. Estos meses pertenecen a las estaciones de primavera (finales) y verano y estas estaciones a su vez también presentan una correlación positiva con la alta probabilidad de captura de tintorera. Además esto coincide perfectamente con los valores máximos estacionales de BPUE (explicados anteriormente) y queda justificado con los mismos argumentos encontrados en el estudio de Megalofonou *et al.* (2005b). La probabilidad de realizar una captura mayor durante la primavera podría también interpretarse biológicamente como un signo de comportamiento reproductivo (Megalofonou *et al.*, 2009c; Damalas y Megalofonou, 2010). Pratt (1979) citó que a finales de mayo-principios de junio es el período durante el cual las tintoreras machos y hembras interactúan sexualmente.

Carey y Scharold (1990) estudiaron las tintoreras utilizando técnicas de telemetría acústica, y observaron una diferenciación en su comportamiento durante finales de primavera, minimizando las migraciones verticales diurnas y limitando sus movimientos en la capa superficial. En estas profundidades eran más vulnerables a los palangres de superficie y eso se reflejaba en mayores tasas de captura. Buencuerpo *et al.* (1998) reportaron Septiembre y Abril como meses con mayor abundancia de tiburones. Hazin (1994) situó este período en el verano y el otoño, Bigelow *et al.* (1999) en otoño, y Strasburg (1958) durante la primavera y el verano. El Mediterráneo es un mar templado semi-cerrado muy diferente de otros océanos donde se conoce alguna información estacional. Debido a que se sabe muy poco acerca de la distribución y migración de esta especie, resulta difícil explicar la probabilidad de obtener mayores capturas en primavera y verano.

La variable **tramo** fue seleccionada en el modelo final (modelo 4). Para el modelo la categoría que presentó una mayor probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas fue “noche”. No es sorprendente que la tintorera aparezca más activa durante la noche que durante el día, ya que los carcharhinidos en general son considerados como nocturnos (Randall, 1967), sin embargo la tintorera ocasionalmente se alimenta por el día, debido que es una especie oportunista. Damalas y Megalofonou (2010), afirman que la iluminación lunar influye positivamente en la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas, concretamente con la luna llena. El ciclo lunar puede afectar a la vulnerabilidad al aparejo de pesca de los tiburones. En general, la luna puede sincronizar la reproducción o alterar el comportamiento de los tiburones mejorando el cuidado parental o la protección hacia los depredadores (Taylor, 1984). También se documenta que la distribución de la profundidad en el pez espada puede ser alterada en respuesta a la luz de la luna (Carey y Robison, 1981). Por lo tanto, los cambios en la profundidad de la natación en respuesta a las fases de la luna podrían cambiar la vulnerabilidad de los tiburones a una profundidad específica del palangre. El pez espada del Mediterráneo tiene un patrón análogo con las fases lunares (Damalas *et al.*, 2007).

La variable **Distestre** no fue seleccionada en ningún modelo final, sin embargo, se observó una correlación significativa negativa con la alta probabilidad de captura de tintorera. El Estrecho de Gibraltar es un paso importante para la migración de los grandes pelágicos por ser la conexión entre el Mediterráneo y Atlántico (Ceballos *et al.*, 2015). Además, los estudios realizados en las proximidades del Estrecho de Gibraltar muestran que los datos de pesca del Atlántico presentaron mayores capturas que los del Mediterráneo (Buencuerpo *et al.*, 1998; Megalofonou *et al.*, 2005b). El aumento de la productividad y la abundancia de presas pueden ser el factor clave para interpretar el efecto de la longitud. Un mayor potencial trófico del Mediterráneo occidental comparado con el área oriental (Caddy, 1998) apoyaría este supuesto. Recientemente Meléndez *et al.* (2017) señalan la distancia al Estrecho de Gibraltar como una causa a considerar en la distribución y abundancia de condriktios en el Mediterráneo incluida la tintorera, de tal manera que en las proximidades del Estrecho de Gibraltar la riqueza de especies de condriktios y de peces óseos es mayor que hacia el este del Estrecho.

- **Factores geográficos**

La variable **CLOI** fue seleccionada en un modelo final (modelo 4). La relación fue negativa, por tanto a menores longitudes, mayor será la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas. La variable **CLTI** fue seleccionada únicamente en el modelo 4 con una relación positiva con la baja probabilidad de captura de tintorera, por lo que a mayores latitudes, mayores capturas. Esto podría deberse a que la cobertura de observadores en el mar del área catalana durante los meses de invierno es mayor que en otras zonas (*comunicación personal*, Dr. David Macías), sin embargo las probabilidades de captura son bajas.

Tanto CLOI como CLTI, presentaron una correlación significativa en sentido negativo con la alta probabilidad de captura de tintorera, por tanto cuanto más hacía el sur y más cerca del mar de Alborán, mayores serán las capturas. El mar de Alborán es el margen más occidental del mar Mediterráneo y representa un hito para la distribución de muchas especies pelágicas, ya que actúa como umbral de entrada al Mediterráneo desde el Atlántico, a través del Estrecho de Gibraltar por donde se realizan las migraciones (Parrilla y Kinder, 1987). Esto a su vez queda justificado con la correlación que también existe entre la probabilidad de captura y *Distestre*.

- **Factores antropogénicos**

La variable **Distciudad** no fue seleccionada en ningún modelo final, por lo que la probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas no se vio afectada por ninguna componente antropogénica.

- **Factores técnicos operacionales**

La variable **anzuelos** fue seleccionada en dos modelos finales (modelos 1 y 4) y reveló que cuanto mayor es el número de estos, mayor será la probabilidad de

presencia/ausencia de tintorera en las capturas. Un mayor número de anzuelos implicaría que más tiburones tengan la posibilidad de morder el anzuelo, lo que evitará la saturación del arte.

La variable **Distchic** presentó una correlación significativa en relación negativa con la alta probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas. Una mayor distancia entre los chicotes implica una mayor área explorada por el arte, lo que incrementaría los encuentros de la especie con el arte de palangre.

La variable **Barco** fue seleccionada en el primer modelo y resultó ser la variable más importante para nuestro estudio. Debido a su importancia en el modelo, y a que se encontraba subcategorizada 49 veces, se decidió analizarla posteriormente de forma individual. Se observó que dicha variable no se veía afectada por las características técnicas de la embarcación, sino que resultó tener un efecto patrón implícito (estrategia de pesca).

Efecto de la estrategia de pesca

Se generó un modelo de regresión entre la variable dependiente presencia/ausencia de tintorera en las capturas observadas frente a la variable independiente *barco* y mediante las probabilidades obtenidas en el modelo final se dividieron los barcos en dos grupos. En primer lugar, vamos a hablar del grupo con probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas superior a 0,5, ya que es donde se concentra la mayoría de las capturas en tan solo 118 lances del total de los 1664 lances modelados. Estas capturas concretamente fueron llevadas a cabo por 8 embarcaciones, las cuales faenaron principalmente en la zona conocida como “*el seco de Motril*” entre los 35,5 – 37,3°N y los 3,75 – 1,4°W, perteneciente al mar de Alborán Norte. El seco de Motril es conocido como el conjunto de elevaciones o montes submarinos (tales como Djibouti - Herradura Spur; Djibouti Ville – El Idrissi; Herradura – Djibouti, entre otras) situados en la plataforma marginal de Motril en el mar de Alborán. Las características biológicas que definen las montañas submarinas son: elevada productividad, grandes reservas de peces con valor comercial, notable biodiversidad y alto grado de endemismo de la fauna bentónica. Todas ellas son consecuencia de sus particularidades tipográficas e hidrográficas (Forges *et al.*, 2000). Se cree que dicha productividad, convierte a los montes submarinos, con frecuencia, en áreas de gran importancia ecológica, con elevada biodiversidad y productividad, en comparación con las zonas circundantes del océano (Roger, 1994; Genin, 2004; Palomino, 2016). Esa circunstancia daría lugar a una zona de concentración de tintoreras. A su vez, el mar de Alborán se ve favorecido por la Oscilación del Ártico (AO). Báez *et al.* (2015) observan que existe una correlación significativa entre la AO del invierno anterior en fase positiva y las descargas de tintorera en el mar de Alborán.

Las 8 embarcaciones presentan unas características determinadas. Son relativamente pequeñas con esloras de entre 10 y 20 metros, con potencias muy

limitadas (60-170 CV) que llevan 1 o 2 marineros por embarcación, faenan cerca de la costa y realizan mareas cortas de 1 o varias días. Todas estas características suponen un bajo coste económico, ya que no invierten mucho dinero en combustible, ni tampoco en tripulación. A todo esto debemos añadir, que de las 8 embarcaciones, 5 tienen como puerto base Motril, 1 embarcación corresponde a Águilas y 2 embarcaciones a Carboneras. Estos 3 municipios pertenecen a las provincias de Andalucía (Motril y Carboneras) y Murcia. Es importante indicar, que el precio de la tintorera en las lonjas de estos municipios puede llegar a 5 veces el precio de otras lonjas, con un evolución de precios para el periodo de 2000-2014, que oscila entre 1,16 y 6 €/kg según los datos procedentes de las papeletas de venta del FROM y de la Secretaría del Estado.

Se sabe que los tiburones, que en un tiempo se consideraban capturas acompañantes, se han convertido de forma puntual en una especie objetivo de parte de la flota española de pez espada, ya que entre otras causas se han ido estableciendo medidas altamente restrictivas por parte de la UE que regulan la captura de pez espada hasta obtener la reciente Recomendación de CICA 16-05 por la que se establece un Plan de Recuperación Plurianual para el pez espada en el Mediterráneo, hecho que hace que se redirijan las capturas. Además, según Kotas (2004), la demanda internacional de las aletas de tiburones aumentó a finales de la década de 1980, gracias a la apertura del mercado chino, debido a las disminuciones de las tarifas, como a la menor rigidez de la política interna a la hora de desalentar el consumo de ese producto. Por tanto, aunque en el Mediterráneo, no tuvo lugar la práctica que se conoce como *finning* o aleteo, la captura de tintoreras para su posterior comercialización, estuvo influenciada por la presión económica del mercado internacional de aletas, ocasionando la principal dificultad para el manejo y la conservación de las principales especies de elasmobranquios en aguas sobre jurisdicción nacional (Mejuto y de la Serna, 2000). Actualmente la tintorera debe desembarcarse con las aletas adheridas al cuerpo, y una vez en puerto las aletas pueden comercializarse independientemente del cuerpo, obteniendo así una mayor rentabilidad a los productos.

Las regulaciones en las capturas de la especie objetivo en las pesquerías de pez espada, junto con la mejora de las vías de comercialización y la aceptación por los consumidores de los productos derivados de los tiburones, se consideran el principal motivo del colapso de los tiburones (Cavanagh *et al.*, 2007).

La flota palangrera española del Mediterráneo, se dirige puntualmente a la pesca de la tintorera, aunque esta pesca es complementaria a la pesca del pez espada, y es ocasional y fluctuante (especie objetivo alternativa de algunas embarcaciones). De esta forma, la citada pesquería podría ser considerada multiespecífica (Macías, 2003; Valeiras y de la Serna, 2003). Esta especie engloba las dos prácticas pesqueras existentes con respecto a los tiburones: captura dirigida de forma puntual y captura accidental.

Por otro lado, el grupo con probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas inferiores a 0,5, está formado por un total de 1546 lances modelados, llevados a cabo por el resto de los 41 barcos a lo largo de todo el Mediterráneo occidental y no concentrado únicamente en el mar de Alborán. Además, dichas embarcaciones presentan características menos homogéneas entre sí, y una mayor variabilidad con respecto a los puertos base y por ende a su zona de pesca. Del total de lances observados, 1409 presentaban 0 capturas de tintorera y los 137 lances restantes presentaban capturas con baja frecuencia. Este número tan reducido de capturas de tintorera puede dar a entender que estas capturas no eran dirigidas, sino que eran individuos capturados por azar, y se consideran capturas acompañantes de la especie objetivo del *métier*.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En base a los resultados obtenidos en el presente estudio se han determinado las siguientes conclusiones:

- El análisis de series históricas de capturas de la flota española de palangre de superficie tradicional dirigida al pez espada en el Mediterráneo occidental es una herramienta que permite obtener resultados importantes para comprender el comportamiento de la pesquería (épocas, zonas de pesca y especies objetivo y no objetivo) y aspectos relacionados con la explotación y la biología de especies en principio no objetivo, como la tintorera (*Prionace glauca*).
- La proporción de capturas anuales nominales observadas (2000-2014) de *Prionace glauca* frente al total de los tiburones pelágicos capturados en el Mediterráneo por el palangre de superficie tradicional dirigido al pez espada, es muy elevada. Sin embargo la proporción de capturas anuales nominales observadas (2000-2014) de *Prionace glauca* frente a la especie objetivo (*Xiphias gladius*) del palangre de superficie tradicional y frente al total de las capturas, no es tan acusada.
- Los valores nominales de BPUE (individuos x 1000 anzuelos) son muy inestables y limitados, ya que se observa un sesgo temporal en las observaciones, debido a que el esfuerzo de observación de las capturas a lo largo de los 15 años estudiados no fue homogéneo. Esto imposibilita determinar si las abundancias de tintorera están en declive o se mantienen estables. Sin embargo, en el análisis estacional, los máximos de BPUE aparecen en la primavera y el verano.
- En el análisis de series temporales, no se observan patrones interanuales (estacionalidad o periodicidad en las capturas), ni tampoco autocorrelación temporal.
- La variable más importante derivada de nuestro estudio, es *barco*, según el estadístico de Wald. Dado que es una variable compleja que incluye características técnicas y comportamientos humanos, consideramos que debe ser considerada una prioridad cuando se realizan estudios de biología pesquera. Las principales variables explicativas son por orden de importancia (en función del número de modelos en los que intervienen): el *mes* y *Distcost*, que han entrado en 3 de los modelos, seguido por *anzuelos* que se han incluido en 2 de los modelos. Y por último *CLTI*, *CLOI*, *tramo* y *SST* se han incluido únicamente en 1 modelo. Las variables sin ningún valor explicativo (por no formar parte de ningún modelo de los generados) han sido *salinidad*, *Distciud*, *Distchic*, *Distestre*, *estación*. Las variables que presentan una correlación con la alta probabilidad de presencia/ausencia de tintorera en las capturas son: *CLTI*, *CLOI*, *Distestre*, *mes*, *estación*, *salinidad* y *Distchic*.
- Por último, la captura de *Prionace glauca* no solo se produce como captura acompañante de la pesquería de palangre, sino que se dan determinadas

circunstancias que pueden hacer dirigir el esfuerzo de un estrato de la flota hacia esta especie en el mar de Alborán.

Ante los resultados obtenidos no solo se debería continuar investigando a cerca de los factores que determinan la probabilidad de captura de tintorera, sino que se debería continuar con futuros proyectos de investigación acerca de la biología de la especie, para poder determinar con exactitud si los ejemplares de tintorera del Mediterráneo forman parte de una población independiente a la del Atlántico o si por el contrario son la misma y de esta forma comprender mejor la situación del stock y los efectos que la pesca y los factores seleccionados provocarían sobre la abundancia y distribución de *Prionace glauca*.

Aunque el porcentaje de captura de *Prionace glauca* con respecto al total de las capturas de la flota de palangre de superficie es bajo, la especie se encuentra “en peligro crítico” según la evaluación llevada a cabo por la UICN, por lo que sería interesante ampliar la recogida de datos de esta especie en el mar, para poder continuar con los estudios históricos de las tendencias de las abundancias, así como mejorar la cobertura de las observaciones a bordo y de esta forma poder establecer medidas de mitigación adecuadas de las capturas llevadas a cabo por palangreros de superficie tradicional.

Además cabe pensar, que las medidas de gestión pesqueras altamente restrictivas, recientemente establecidas para el pez espada, podrían suponer un considerable aumento en las capturas dirigidas de tintorera, provocando definitivamente, la sobreexplotación de la especie. Por tanto sería recomendable establecer un plan de gestión para la tintorera, el cual incluyese un TAC, zonas y temporadas de veda las cuales respondan a criterios biológicos, así como la reducción del número de embarcaciones que tienen permiso para la captura de la especie. Por último, modificaciones técnicas del palangre (modificar la profundidad de pesca, disminución del *soak time*, cebos alternativos) y cambios en las estrategias de pesca (evitar montañas submarinas e islas), reducirían las capturas acompañantes de tintorera.

BIBLIOGRAFÍA

- Agardy, T. (2000). Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(3): 761-765. In: <http://icesjms.oxfordjournals.org/content/57/3/761.full.pdf+html>.
- Aires-da-Silva, A.M., Hoey, J.J. & Gallucci, V.F. (2008). A historical index of abundance for the blue shark (*Prionace glauca*) in the western North Atlantic. *Fisheries Research*, 92: 41–52.
- Alio, M., Marcano, L.A., Salazar, H., Gutierrez, X. & Rodriguez, O. (1993). Notes on the population structure of swordfish *Xiphias gladius*, in Venezuela. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 40(1): 321-326.
- Anonymous. (2005). Report of the 2004 Inter-sessional Meeting of the ICCAT Subcommittee on By-catches: shark stock assessment. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3): 799-890.
- Azov, Y. (1991). Eastern Mediterranean—marine desert? *Marine Pollution Bulletin*, 23: 225–232.
- Báez, J.C. (2007). Elaboración de propuestas para reducir las capturas incidentales de tortuga boba *Caretta caretta* (Linneaus, 1758) en palangre de superficie en el Mediterráneo sur- occidental. Memoria de tesis doctoral. Universidad de Málaga.
- Báez, J.C. (2015). Assessing the influence of the atmospheric oscillations on pelagic and highly migratory sharks bycatches from Spanish Mediterranean Sea, a meta-analytic approach. *Anales de Biología*, 37: 31-38.
- Báez, J.C., Real, R. & Camiñas, J.A. (2007). Differential distribution within longline transects of loggerhead turtles and swordfish captured by the Spanish Mediterranean surface longline fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 87(3): 801-803.
- Báez, J.C., Olivero, J., Peteiro, C., Ferri-Yañez, F., García-Soto, C. & Real, R. (2010) Macro-environmental modelling of the current distribution of *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Ochrophyta) in northern Iberia. *Biologia Invasions*, 12: 2131–2139.
- Báez, J.C., Real, R., Bellido, J.J., Macias, D., de la Serna, J.M. & Camiñas, J.A. (2011a) Validating an ecological model with fisheries management applications: the relationship between loggerhead by-catch and distance to the coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91:1381–1383.

- Báez, J.C., Ortiz de Urbina, J.M., Real, R. & Macías, D. (2011b). Cumulative effect of the north Atlantic oscillation on age-class abundance of albacore (*Thunnus alalunga*). *Journal of Applied Ichthyology*, 27: 1356–1359.
- Báez, J.C., Gimeno, L., Gómez-Gesteira, M., Ferri-Yáñez, F. & Real, R. (2013). Combined effects of the Arctic Oscillation and the North Atlantic Oscillation on Sea Surface Temperature in the Alborán Sea. *PlosOne*, 8(4): e62201. DOI:10.1371/journal.pone.0062201.
- Báez, J.C., García-Barcelona, S., Mendoza, M., de Urbina, J.M., Real, R. & Macías, D. (2014). Cory's shearwater by-catch in the Mediterranean Spanish commercial longline fishery: implications for management. *Biodiversity and Conservation* 23: 661–681.
- Báez, J.C., Crespo, G.O., García-Barcelona, S., de Urbina, J.M. & Macías, D. (2015). Understanding pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*) by-catch by Spanish longliners in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1-8.
- Báez, J.C., Camiñas, J.A. y Macías, D. (2016). Definiendo y traduciendo" by-catch" al español: un término inconsistente en biología pesquera/Defining and translation" bycatch" to Spanish: an inconsistent term in fisheries biology. *Anales de Biología*, 38: 91. Servicio de Publicaciones, Universidad de Murcia.
- Bailey, K.N., Williams, P.G. & Itano, D.G. (1996). Bycatch and discards in the western Pacific tuna fisheries: A review of SPC Data Holdings and Literature. South Pacific Commission, Noumea, New Caledonia. *Oceanic Fisheries Programme Technical Report* 34.
- Baum, J. K., Myers, R., Kehler, A., Harley, B.W. & Doherty, S.H. (2003). Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science*, 391: 299-389.
- Bianchi, I., Clo, S. & Costantini, M. (1997). Med-Tag and Baby shark: two projects for tagging sharks. First results, considerations and pro-spects. Quaderni della Civica Stazione Idrobiologica di Milano. *Biological characteristics of blue shark, Prionace glauca, in the Mediterranean Sea*, 22: 137–146. In: <https://www.researchgate.net/publication/231913305_Biological_characteristics_of_blue_shark_Prionace_glauca_in_the_Mediterranean_Sea> Access 26 Apr, 2017.
- Bigelow, K.A., Boggs, C.H. & He, X. (1999). Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography*, 8: 178–198.

- Buencuerpo, V., Ríos, S., & Morón, J. (1998). Pelagic sharks associated with the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in the eastern North Atlantic Ocean and the Strait of Gibraltar. *Fishery Bulletin*, 96: 667-685.
- Caddy, J.F. (1998). Issues in Mediterranean fisheries management: geographical units and effort control. Studies and reviews. *General Fisheries Council for the Mediterranean*, Rome, 70: 56.
- Cailliet, G.M. & Goldman, K.J. (2004). Age determination and validation in chondrichthyan fishes. *Biology of sharks and their relatives*. USA: CRC Press, 14 pp.
- Cailliet, G.M., Musick, J.A., Simpfendorfer, C.A. & Stevens, J. D. (2005). Ecology and Life History. Characteristics of Chondrichthyan Fish, 12–18. In: Fowler, S.L., Cavanagh, R.D., Camhi, M., Burgess, G.H., Cailliet, G.M., Fordham, S.V., Simpfendorfer, C.A. y Musick, J.A. (comp. and ed.). (2005). *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes*. IUCN SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Camhi, M., Fowler, S., Musick, J. & Bräutigam-fordham, F.S. (1998). Sharks and their relatives. *Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commision*, 20: 39.
- Camiñas, J.A. (1981). Distribution spatiale et temporeille de la biomasse zooplanctonique superficielle dans le secteur nordoccidentale de la Mer d'Alboran. *Rapp. Comm.int. Mer Médit*, 27: 7.
- Camiñas, J.A. (2005). Interacciones entre las tortugas marinas y las Ilotas españolas en el Mediterráneo Occidental y el Golfo de Cádiz. Taller de Coordinación de actuaciones relacionadas con la captura accidental de tortuga boba (*Caretta Caretta*) por flotas españolas en el Mediterráneo. Secretaría General de Pesca Marítima. Ministerio de Agricultura, Pesca Y Alimentación. Madrid, 4.
- Camiñas, J.A., Báez, J.C., Valeiras, X. & Real, R. (2006). Differential loggerhead by-catch and direct mortality due to surface longlines according to boat strata and gear type. *Scientia Marina*, 70(4): 661-665.
- Camiñas, J.A. & Rey, J.C. (1984). Situation de la pêche de tonides et espadon en Méditerranée espagnol durant l'année 1983. XXIX Congrès CIESM. Lucerne.
- Camiñas, J.A. (1986). Informe provisional sobre la captura accidental de tortugas bobas (*Caretta caretta*) por la flota palangrera española. Informe interno IEO: 14 pp.
- Camiñas, J.A. (1988). Incidental captures of *Caretta caretta* with surface long-lines in the western Mediterranean. Rapport et Proces Verbaux des réunions de la

- Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Méditerranée., 31(2): 285.
- Carey, F.G. & Robison, B.H. (1981). Daily patterns in the activities of swordfish, *Xiphias gladius*, observed by acoustic telemetry. *Fishery Bulletin*, 79: 277–292.
- Carey, F.G. & Scharold, J.V. (1990). Movements of blue sharks, *Prionace glauca*, in the depth and course. *Marine Biology*, 106: 329-342.
- Casey, J.G. (1985). Transatlantic migrations of the blue shark: A case history of cooperative shark tagging. In: Proceedings of the First World Angling Conference, Cap d'Agde, France, 12–18 September 1984 (ed. R. H. Stroud). International Game Fish Association, FL, 253–267.
- Cavanagh, R.D. y Gibson, C. (2007). El estado de conservación de los peces cartilaginosos (Condictrios) del Mediterráneo. IUCN, Gland, Suiza, 47 pp. En: http://cmsdata.iucn.org/downloads/lista_roja_mediterranea_peces_cartilaginosos.pdf.
- Ceballos, E., Báez, J.C., Muñoz, P. y Macías, D. (2015). Variaciones interanuales en las capturas de tiburones pelágicos en el Mar de Alborán, ¿dependen de las Oscilaciones...?. *Resúmenes sobre el VIII Simposio MIA15*.
- Chaloupka, M., Work, T.M., Balazs, G.H., Murakawa, S.K.K. & Morris, R. (2008). Cause-specific temporal and spatial trends in green sea turtle strandings in the Hawaiian Archipelago (1982-2003). *Marine Biology*, 154: 887-898.
- CICAA. (2001). Report of the meeting of the Sub-Committee on by-catch. *International Commission for the Conservation of Atlantic tunas. Collective Volume of Scientific Papers*, 52: 1525-1552.
- CICAA- Comisión internacional para la conservación del atún del atlántico. Versión (2010). En: https://www.iccat.int/Documents/SCRS/Manual/CH2/2_2_1_1_BSH_SPA.pdf. Acceso en 10 Febrero 2017.
- CICAA- Comisión Internacional para la Conservación del Atún del Atlántico. Versión (2014). En: https://www.iccat.int/Documents/SCRS/Manual/CH2/2_2_1_1_BSH_SPA.pdf. Acceso en: 20 Octubre 2016.
- Clarke, S.C. (2011). A status snapshot of key shark species in the western and central Pacific and potential management options. *Scientific Committee Seventh Regular Session*, 9-17.

- Clarke, M.R. & Stevens, J.D. (1974). Cephalopods, blue sharks and migration. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 54: 949-957.
- Clarke, M.R., Clarke, D.C., Martins, H.R. & Silva, H.M. (1996). The diet of the blue shark (*Prionace glauca* L.) in Azorean waters. Arquipelago. *Cienc. Biol. Mar./Life Mar. Sci.*, 14A: 41-56.
- Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C.G., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H. & Shivji M.S. (2006). Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters* 9: 1115–1126.
- Compagno, L.J.V. (1984). FAO species catalogue, volume 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fish. *Synop.*, 4: 655.
- Compagno, L.J.V. (1990). Alternative life-history styles of cartilaginous fishes in time and space. *Environmental Biology of Fishes*, 33-75.
- Compagno, L.J.V. (1991). The evolution and diversity of sharks. (Ed). Discovering Sharks. *American Littoral Society*, 14: 15-22.
- Compagno, L.J.V. (2002). Sharks of the world: An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. Rome: Food and Agriculture. Organization of the United Nations. FAO. *Species Catalogue for Fishery Purposes*, 2: 269.
- Compagno, L.J.V. (2005). Checklist of living Chondrichthyes. En: HAMLETT, W. C. (Ed.). Reproductive Biology and Phylogeny of Chondrichthyes: sharks, batoids and chimaeras. *Science Publishers*, 503-548.
- Cortes, E. (2010). Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources: ICCAT*, Florida, 25-34.
- Cosandey-Godin, A. & Morgan, A. (2011). Fisheries Bycatch of Sharks: Options for Mitigation. *Ocean Science Division*, Pew Environment Group, Washington, DC.
- Cramér, H. (1999). Mathematical Methods of Statistics, Princeton University Press.
- Damalas, D. & Megalofonou, P. (2010). Environmental effects on blue shark (*Prionace glauca*) and oilfish (*Ruvettus pretiosus*) distribution based on fishery-dependent data from the eastern Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(3): 467–480.

- Damalas, D., Megalofonou, P. & Apostolopoulou, M. (2007). Environmental, spatial, temporal and operational effects on swordfish (*Xiphias gladius*) catch rates of eastern Mediterranean Sea longline fisheries. *Fisheries Research* 84: 233–246.
- Davies, R.W.D., Cripps, S.J., Nickson, A. & Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4): 661-672.
- De Metrio, G., Petrosino, G., Montanaro, C., Matarrese, A., Lenti, M. & Cecere, E. (1984). Survey on summer-autumn population of *Prionace glauca* L. Pisces, Chondrichthyes) in the Gulf of Taranto (Italy) during the four year period 1987-1981 and its incidence on sword fish (*Xiphias gladius* L.) and albacore /*Thunnus alallunga* (Bonn) fishing. *Oebalia*, 10: 105-116.
- De la Serna, J.M., Valeiras, J., Ortiz, J.M. & Macías, D. (2002). Large pelagic Sharks as By-catch in the Mediterranean Swordfish Longline Fishery: Some Biological Aspects (Elasmobranch Fisheries – Poster). *Scientific Council Meeting– NAFO SCR Doc. 02/137. Serial No. 4759*
- De la Serna, J.M., Macías, D., Ortiz de Urbina, J.M., Alot, E. y Rioja, P. (2004). Análisis de la pesquería española del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Mediterráneo. *International Commission for the Conservation of Atlantic tunas*. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, 56(3): 864-871.
- Dias, J.N. (2011). Proposta de Plano de Gestão para o uso sustentável de Elasmobrânquios sobre-explotados ou ameaçados de sobre-exploração no Brasil. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-Ibama.
- Domingo, O., Amorim, A., Miller, P., Arfelli, C., Forselledo, R., Rrios, M. & Doño, F. (2008). Aspectos del ciclo reproductivo y estructura de la población del tiburón azul (*Prionace glauca*) en el Océano Atlántico sur. *Revista Área de Recursos Pelágicos (SCRS)*, 144: 1-8.
- Donoso, M. & Dutton, P.H. (2010). Sea turtle bycatch in the Chilean pelagic longline fishery in the southeastern pacific: opportunities for conservation. *Biological Conservation*, 143(11): 2672-2684.
- Eayrs, S. (2007). Guía para Reducir la Captura de Fauna Incidental (bycatch) en las Pesquerías por Arrastre de Camarón Tropical. Edición revisada. Roma, FAO. 108 pp.
- FAO. (2010). International Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 26 pp.

- FAO. (2004). Expert consultation on interactions between sea turtles and fisheries within an ecosystem context. Rome. FAO Fisheries, 738: 37.
- Ferretti, F., Myers, R.A., Serena, F. & Lotze, H.K. (2008). Loss of Large Predatory Sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology*, 22(4): 952–964.
- Filanti, T., Megalofonou, P., Petrosino, G. & de Metrio, G. (1986). Incidenza dei Selaci nella pesca del Pesce Spada con longline nel golfo di Taranto. *Nova Thalassia* 8: 667–669.
- Francis, M.P. (2013). Commercial catch composition of highly migratory elasmobranchs, New Zealand. *Fisheries Assessment Report*, 68: 79.
- Francis, M.P., Griggs, L.H. & Baird, S.J. (2001). Pelagic shark bycatch in the New Zealand tuna longline fishery. *Marine and Freshwater Research*, 52(2): 165–178.
- Frank, E. & Harrell, Jr. (2015). Regression Modeling Strategies With Applications to Linear Models, Logistic and Ordinal Regression, and Survival Analysis (Second Edition). Springer Series in Statistics. Springer International Publishing Switzerland 582 pp. DOI 10.1007/978-3-319-19425-7.
- Fromentin, J.M. (2002). Is the recruitment a key biological process in the hypothetical NAO-Atlantic tunas relationships? Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(4): 1008-1016.
- Gática, C. y Hernández, A. (2003). Tasas de captura estandarizadas como índice de abundancia relativa en pesquerías: enfoque por Modelos Lineales Generalizados. *Investigaciones Marinas de Valparaíso*, 31(2): 107-115.
- García-Barcelona, S., Ortiz de Urbina, J. M., de la Serna, J. M., Alot, E. & Macías, D. (2010). Seabird bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, 2000-2008. *Aquat. Living Resour*, 23: 363–371.
- Gancedo, U., Zorita, E., Solari, A.P., Chust, G., del Pino, A.S., Polanco, J. & Castro, J.J. (2009). What drove tuna catches between 1525 and 1756 in southern Europe? *ICES J. Mar. Sci.*, 66: 1595-1604.
- Genin, A. (2004). Bio-physical coupling in the formation of zooplankton and fish aggregations over abrupt topographies. *Journal of Marine Systems*, 50(1/2): 3-20.
- Giffoni, B., Domingo, A., Sales, G., Niemeyer-Fiedler, F. y Miller, P. (2008). Interacción de tortugas marinas (*Caretta Caretta* y *Dermochelys coriacea*) con la pesca de palangre pelágico en el atlántico sudoccidental: una perspectiva regional para la conservación. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 62(6): 1861-1870.

- Gilman, E., Clarke, S., Brothers, N., Alfaro-Shigueto, J., Mandelman, J., Mangel, J., Petersen, S., Piovano, S., Thomson, N., Dalzell, P., Donoso, M., Goren, M. & Werner, T. (2007). Shark depredation and unwanted bycatch in pelagic longline fisheries: industry practices and attitudes, and shark avoidance strategies. Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu, USA. In:< http://www.wpcouncil.org/pelagic/Documents/SharkLongline_Interactions_Report.pdf>.
- Ginati, A. & Rosenfeld, D. (2013). The Arctic Oscillation, climate change and the effects on precipitation in Israel. *Atmospheric Research* 132–133: 114–124.
- Graham, C.T. & Harrold, C. (2009). Implications of climate change for the fishes of the British Isles. *J. Fish Biol.* 74: 1143-1205.
- Griggs, L.H. & Baird, S.J. (2013). Fish bycatch in New Zealand tuna longline fisheries 2006–07 to 2009–10. *New Zealand Fisheries Assessment Report*, 13: 73 .
- Guedes de Azevedo, V. (2003). Aspectos Biológicos e Dinâmica das capturas do Tubarão azul (*Prionace glauca*) realizadas pela frota espinheleira de Itajaí-SC, Brasil. Memoria Trabajo Final de Master. Universidad de São Paulo, Brasil.
- Hall, M., Alverson, D.L. & Metuzals, K.I. (2000). By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 2-4-219.
- Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. (2005). PAST – Paleontological STatistics, ver. 1.34.
- Hampton, J. & Bailey, K. (1999). Fishing for tunas associated with floating objects: Review of the western Pacific fishery. En M.D. Scott, W.H. Bayliff, C.E. Lennert-Cody y K.M. Schaefer, eds. Proceedings of the International Workshop On The Ecology And Fisheries For Tunas Associated With Floating Objects, Special Report Inter-American Tropical Tuna Commission, 11: 222–284.
- Harrington, J.M., Myers, R.A. & Rosenberg, A.A. (2005). Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish Fish*, 6: 350–361.
- Hauschildt, P. H., & Baron, E. (1999). J. Comput. Appl. Math. in press.
- Hazin, F.H., Zagaglia, J.R., Broadhurst, M.K., Travassos, P.E. & Bezerra, T. (1998). Review of a small-scale pelagic longline fishery off Northeastern Brazil. *Mar. Fish. Rev.* 60: 1–8.

- Hazin, F., Boeckman, C.E., Leal, E.C., Lessa, R., Kihara, K. & Otsuka, K. (1994). Distribution and abundance of pelagic sharks in the southwestern Equatorial Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin*, 92: 474-480.
- Henderson, A.C., Flannery, K. & Dunne, J. (2001). Observations on the Biology and Ecology of the Blue Shark in the North-East Atlantic. *J Fish Biol* 58: 1347–1358.
- Hoening, J.M. & Gruber, S.H. (1990). Life history patterns in the elasmobranchs: implications for fisheries management. Elasmobranchs as a living resources: advantages in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries. NOAA Tech Rep. NMFS, 90: 391-414
- Hosmer, D. & Lemeshow, S. (2000). Applied Logistic Regression, 2nd ed. New York; Chichester, Wiley.
- Howell, E.A., Kobayashi, D.R., Parker, D.M., Balazs, G.H. & Polovina, J.J. (2008). TurtleWatch: a tool to aid in the bycatch reduction of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Endangered Species Research*, 5(2-3): 267-278. In: <http://www.int-res.com/articles/esr2008/5/n005p267.pdf>
- Huse, I., Loekkeborg, S. & Soldal, A.V. (1996). Effects of fishing strategy on relative selectivity in trawls, longline and gillnets. International Council for the Exploration of the Sea, *Fish Capture Comm.* ICES, 23: 21.
- Isern-Fontanet, J., Font, J., García-Ladona, E., Emelianov, M., Millot, C. & Taupier-Letage, I. (2004). Spatial structure of anticyclonic eddies in the Algerian basin (Mediterranean Sea) analyzed using the Okubo-Weiss parameter. *Deep Sea Research Part II*, 51:3009-3028.
- Johannessen, T. (1992). The importance of hook- and bait size for catching power and length selection in the longline fishery for cod (*Gadus morhua* L.) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus* L.). *Fishery Aquatic. Science*, 5577: 166.
- Kell, L.T., Fromentin, J.M., Ortiz de Zárate, V. & Arrizabalaga, H. (2005). Can we detect the effects of environmental variations on fish populations through VPA outputs? The North Atlantic albacore case. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(4): 1256-1264.
- Kelleher, K. (2005). Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper. No. 470. Rome, FAO. 131pp.
- Klimley, A.P., Beavers, S.C., Curtis, T.H. & Jorgensen, S.J. (2002). Movements and swimming behavior of three species of sharks in La Jolla Canyon, California. *Environmental Biology Fishery*, 63: 117–135.

- Kotas, J. E. (2004). Dinâmica de populações e pesca do tubarão-martelo *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834), capturado no mar territorial e zona económica exclusiva do sudeste-sul do Brasil. Memoria Tesis Doctoral. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 377pp.
- Lam, C.H., Kiefer, D.A. & Domeier, M.L. (2015). Habitat characterization for striped marlin in the Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 166: 80-91.
- Laneri, K., Louzao, M., Martínez-Abraín, A., Arcos, J.M., Belda, E.J., Guallart, J. & Oro, D. (2010). Trawling regime influences longline seabird bycatch in the Mediterranean: new insights from a small-scale fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 420: 241-252.
- Lawless, J.F. & Singhal, K. (1978). Efficient screening of nonnormal regression models. *Biometrics*, 34:318–327.
- Lewison, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J. & Freeman, S.A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology y Evolution*, 19(11): 598-604.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*, 2ª Ed. Vol. 23. (Developments in Environmental Modelling).
- Loekkeborg, S. & Pina, T. (1996). Effects of setting time, setting direction and soak time on longline catch rates. International Counc. for the Exploration of the Sea, *Fish Capture Comm.* ICES, 34: 18.
- Macías, D. (2003). Una aproximación multidisciplinar a la biología pesquera de la tintorera, *Prionace glauca* L. Memoria de investigación presentada por el Dr. D. Ángel David Macías López para optar a las plazas Nº 13, 14 y 15 de la especialidad “Investigación Oceanográfica y Pesquera. Evaluación y Modelado de Pesquerías”.
- Macías, D., Gómez-Vives, M.J. & de la Serna, J.M. (2004). Desembarcos de especies asociadas a la pesquería de palangre de superficie dirigido al pez espada (*Xiphias gladius*) en el Mediterráneo durante 2001 y 2002. *International Commission for the Conservation of Atlantic tunas. Collective Volume of Scientific Papers*, 56(3): 981-986.
- Macías, D., García-Barcelona, S., Báez, J.C., De la Serna, J. M. & De Urbina, J.M. (2012). Marine mammal bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, with a focus on Risso’s dolphin (*Grampus griseus*). *Aquatic Living Resources*, 25(4): 321-331.

- Macías, D., Báez, J.C., García-Barcelona, S., Saber, S., Camiñas, J.A. & Ortiz de Ubrina, J.M. (2016). Revision of Dolphinfinch Bycatch in Spanish Mediterranean Large Pelagic Longline Fisheries, 2000-2014. GCP/INT/028/SPA - GCP/INT/006/EC.CopeMed II *Occasional Paper* N° 22.
- Macías, D., García-Horcajuelo, A., García-Barcelona, S., Alot, E., Ceballos, E. y Meléndez, M.J. (2016). Segregación espacial por sexo de la tintorera en el Atlántico Este y Mediterráneo Occidental. *Resúmenes sobre el VIII Simposio MIAI*.
- Martín-Toledano, C. (2014). Situación de capturas del tiburón *Prionace glauca* mediante palangre pelágico en el sudeste y sur de Brasil. Memória Trabajo Final de Grado. Universidad Católica de Valencia.
- Megalofonou, P., Damalas D., Deflorio, M. & De Metrio, G. (2009a). Modelling environmental, spatial, temporal, and operational effects on blue shark by-catches in the Mediterranean long-line fishery. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 47–55.
- Megalofonou, P., Damalas, D., Deflorio, M. & de Metrio, G. (2009c). Modeling environmental, spatial, temporal and operational effects on blue shark by-catches in the Mediterranean long-line fishery. *Journal compilation*.
- Megalofonou, P., Damalas, D. & de Metrio, G. (2009b). Biological characteristics of blue shark, *Prionace glauca*, in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. 89(6):1233 – 1242.
- Megalofonou P., Damalas D. & Yannopoulos C. (2005a) Composition and abundance of pelagic shark by-catch in the eastern Mediterranean Sea. *Cybiu* 29, 135–140. En *Biological characteristics of blue shark, Prionace glauca, in the Mediterranean Sea*. Available in: https://www.researchgate.net/publication/231913305_Biological_characteristics_of_blue_shark_Prionace_glauca_in_the_Mediterranean_Sea. Access Apr 27, 2017.
- Megalofonou, P., Yannopoulos, C., Damalas, D., De Metrio, G., Deflorio, M., de la Serna, J.M. & Macias, D. (2005b). Pelagic shark incidental catch and estimated discards from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea. *Fishery Bulletin*, 103: 620–634.
- Megalofonou, P., Yannopoulos, C., Damalas, D., de Metrio, G., Deflorio, M., de la Serna, J.M. & Macias, D. (2005c). Incidental catch and estimated discards of pelagic sharks from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea. *Fishery Bulletin*, 103: 620–634. *Biological characteristics of blue shark, Prionace glauca, in the Mediterranean Sea*. Available in: https://www.researchgate.net/publication/231913305_Biological_characteristics_of_blue_shark_Prionace_glauca_in_the_Mediterranean_Sea. Access Apr 27, 2017.

- Mejuto, J. (2003). Recruit indices of the North Atlantic Swordfish (*Xiphias gladius*) and their possible link to atmospheric and oceanographic indicators during the 1982-2000 periods. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, 55: 1506-1515.
- Mejuto, J. & de la Serna, J.M. (2000). Standardized catch rates by age and biomass, for the North Atlantic swordfish (*Xiphias gladius*) from the Spanish longline fleet for the period 1983-1998 and bias produced by changes in the fishing strategy. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, Vol. (CD vers. SCRS/99/056).
- Meléndez, M.J., Báez, J.C., Serna-Quintero, J.M., Camiñas, J.A., de Loyola Fernández, I., Real, R. & Macías, D. (2017). Historical and ecological drivers of the spatial pattern of Chondrichthyes species richness in the Mediterranean Sea. *PLoS one*, 12(4).
- Meléndez, M.J., Macías, D., Ceballos, E., Muñoz, P., Camiñas, J.A. Serna-Quintero, J.M. y Báez, J.C. (2015). La demarcación Estrecho-Alborán como un área prioritaria para la conservación de los Condricthios en un contexto Atlántico- Mediterráneo. *Resúmenes sobre el VIII Simposio MIA15*.
- Moreno, S., Pol, J. & Gonzalez, C. (1992). Selection properties of the baited hooks used in the Cuban longline fishery of Campeche Bank, Gulf of Mexico. *Naga*. Manila, 15(3): 28-29.
- Musick, J. A. (1999). Ecology and conservation of long-lived marine animals. *American Fisheries Society Symposium*, 23: 1-10.
- Musick, J.A., Burgess, G., Cailliet, G., Camhi, M. & Fordham, S. (2000). Management of sharks and their relatives (Elasmobranchii). *Fisheries*, 25: 9–13.
- Myers, R.A. & Worm, B. (2005). Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 13-20.
- Nakano, H. (1994). Age, reproduction and migration of blue shark in the North Pacific Ocean. *Bulletin of the National Research Institute of Far Seas Fisheries* 31: 141–219.
- Nakano, H. & Clarke, S. (2005). Standardized CPUE for blue sharks caught by the Japanese longline fishery in the Aatlantic ocean, 1971–2003. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, 58: 1127–1134.
- Nakano, H. & Stevens, J.D. (2008). The biology and ecology of the blue shark, *Prionace glauca*. In: Sharks of the open Ocean. *Blackwell Scientific UK.*, 536pp.

- Nakano, H., Makihara, M. & Shimazaki, K. (1985). Distribution and biological characteristics of blue shark in the central North Pacific. *Bulletin of the Faculty of Fisheries, Hokkaido University*, 36: 99–113.
- Di Natale, A. (1998). By-catch of shark species in surface gear used by the Italian fleet for large pelagic species. *Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT*, 48: 138–140.
- Nejmeddine, M., Saidi, B. & Enajjar, S. (2012). Elasmobranchs of the Mediterranean and black sea: status, ecology and biology bibliographic analysis. *General fisheries commission for the Mediterranean. Studies and reviews. No 9*.
- Notarbartolo di Sciara, G., Agardy, T., Hyrenbach, D., Scovazzi, T. & Van Klaveren, P. (2008). The Pelagos Sanctuary for Mediterranean marine mammals. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*. 18: 367–391.
- Ostle, B., (1994). Estadística Aplicada. *Libros de Ciencias Exactas*. 629: 257-262.
- Palomino, D. (2017). Geomorfología de montes submarinos y su relación con los procesos geológicos recientes en márgenes continentales al sur de España. *Memória Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz*, 268pp.
- Parrilla, G. & Kinder, T. (1987). The physical oceanography of the Alborán Sea. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 4: 133-165.
- Peng, C., Lee, K. & Ingersoll, G. (2002). An Introduction to Logistic Regression Analysis and Reporting. *The Journal of Educational Research*, 91(1): 3-14.
- Pérez, A.L. (2016). Efecto de la ENSO/SOI sobre las pesquerías industriales y artesanales de túnidos tropicales en aguas adyacentes a las Islas Galápagos. *Memória Trabajo Final de Master. Universidad de Málaga*.
- Petersen, S., Nel, D. & Ouardien, A. (2007). Towards and Ecosystem approach to longline fisheries in the Benguela: An assessment of impacts on seabirds, sea turtle and sharks. *WWF South Africa Report Series- 2007/Marine/001*. 94pp.
- Phillips, S. (2008). Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson *et al.*, (2007). *Ecography*, 31: 272-278.
- Pratt, H.L. (1979). Reproduction in the Blue Shark, *Prionace glauca*. *Fishery Bulletin*, 77: 445–470.
- Quaggio, A.L., Kotas, C.J., Hostim, M. (2008). As capturas do tubarão-azul, *Prionace glauca* Linnaeus (Elasmobranchii, Carcharhinidae), na pescarias de espinhel-de-superfície (monofilamento), sediada em Itajaí (SC), Brasil. *Pan- American Journal of Aquatic Sciences*, 3(1): 61-74.

- Randall, J.E. (1967). Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr. Miami*, 5:665-847.
- Rey, J.C., Alot, E., Ramos, A. y Camiñas, J.A. (1986a). La pesquería española de pez espada con palangre en el Mediterráneo en 1985. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, XXXVI.
- Rey, J.C., Camiñas, J.A., Alot, E. & Ramos, A. (1986b). Captures de requiem associées à la pêche espagnole de palangre en Méditerranée occidentale. 1984. II: Aspects halieutiques. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 30 (2).
- Rey, J.C. & Muñoz-Chápuli, R. (1991). Relation between hook depth and fishing efficiency in surface longline gear. *Fishery Bulletin*, 89(4): 729-731.
- Rey, J.C. & Muñoz-Chápuli, R. (1992). Intra and Interspecific association of large pelagic fishes inferred from catch data of surface longline. *Environmental Biology of Fishes* 35: 95-103.
- Rey, J.C., Mejuto, J. y Iglesias, S. (1988). Evolución histórica y situación actual de la pesquería española de pez espada (*Xiphias gladius*). Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT XXVII.
- Ricker, W.E., (1975). Computation and Interpretation of Biological Statistics of fish populations. *Fisheries and Marine Services*. 401: 94-191
- Rivetti, N. (2016). Depósito Universidad de Málaga. Efecto de la profundidad y la temperatura del agua sobre las capturas objetivos y acompañantes en palangre de deriva en el Mediterráneo Sur- Occidental.
- Rodríguez, J. (1982). Oceanografía del Mar Mediterráneo, Editorial Pirámide, Madrid, 174pp.
- Rodríguez, J. (1989). Oceanografía del Mar de Alborán. *Aldaba*, 71-77.
- Rodríguez-Santamaría, B. (1923). Diccionario de artes de pesca de España y sus posesiones de Ultramar. Madrid: Rivadeneira.
- Rogers, A.D. (1994). The biology of seamounts. *Advances in Marine Biology*, 30: 305-340.
- Saldo, A., Megalofonou, P., Bianchi, I. & Macias, D. (2007). Blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758). En: Overview of the conservation status of cartilaginous

- fishes (Chondrichthyans) in the Mediterranean Sea. R. D. Cavanagh, C. Gibson (Eds). IUCN, Gland, Switzerland and Malaga, Spain, 42pp.
- Salat, J., Garcia, M.A., Cruzado, A., Palanques, A., Arín, L., Gomis, D. & Velásques, Z.R. (2002). Seasonal changes of water mass structure and shelf slope exchanges at the Ebro Shelf (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 22(2): 327- 348.
- Sciarrotta, T.C. & Nelson, D.R. (1977). Diel behaviour of the blue shark, *Prionace glauca*, near Santa Catalina Island, California. *Fishery Bulletin* 75(3), 519–528.
- Siqueira, O. (2013). Análise de composição das capturas de elasmobrânquios na pesca de espinhel pelágico da frota arrendada no sudeste e sul do Brasil entre 2003-2006. Memória Trabajo Final de Grado. Universidad do Vale do Itajai. Itajai, SC.
- Stevens, J.D. (1976) 1st Results of Shark Tagging in Northeast Atlantic, 1972– 1975. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 56: 929–937.
- Stevens, J. (2009). *Prionace glauca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T39381A10222811. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20092.RLTS.T39381A10222811.en>. Access Apr 24, 2017.
- Stevens, J., Bonfil, R., Dulvy, N.K. & Walker, P. (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 476-494.
- Stone, H. & Dixon, L. (2001). A comparison of catches of swordfish, *Xiphias gladius*, and other pelagic species from Canadian longline gear configured with alternating monofilament and multifilament nylon gangions. *Fishery Bulletin*, 99: 210–216.
- Strasburg, D.W. (1958). Distribution, abundance, and habits of pelagic sharks in the central Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 58: 335–361.
- Suzuki, Z., Y, Warashina & M. Kishida. (1977). The comparison of catches by regular and deep tuna longline gears in the Western and Central Equatorial Pacific. *Bulletin of the Far Seas Fisheries Research Laboratory*, No. 15.
- Taylor, M.H. (1984). Lunar synchronization of fish reproduction. Rhythmicity in fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113: 484–493.
- Torreblanca, E. (2015). Distribución espacial y temporal de los cetáceos en el Mediterráneo Occidental y aguas adyacentes, a partir de avistamientos oportunistas. Memória Tesis de Master. Universidad de Cádiz.

- Trites, A.W., Christensen, V. & Pauly, D. (2006). Effects of fisheries on ecosystems: just another top predator? En: Boyd, I. L.; Wanless, S.; and Camphuysen, C. J. (eds.) *Top Predators in Marine Ecosystems*: 11-27.
- UICN. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2016.3. Disponible en: < <http://www.iucnredlist.org/details/39381/0> >. Acceso en: 21 Enero 2017.
- UNEP-MAP-RAC/SPA. (2015). Alboran Sea: Status of open seas fisheries. By Báez, J.C. Edited by Cebrian, D. y Requena, S. RAC/SPA, Tunis. 93 pp.
- Valeiras, J. & Camiñas, J.A. (2003). The incidental capture of seabirds by Spanish drifting longline fisheries in the Western Mediterranean Sea. *Science Marine*, 67: 65–68.
- Valeiras, J. y de la Serna, J.M. (2003). Contribución al estudio biológico de la tintorera (*Prionace glauca*) capturada accidentalmente en la pesquería de palangre de superficie de pez espada en el Mediterráneo occidental. Collective Volumen Scientific Papers ICCAT 55(1): 154-159. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, 55(1): 154-159.
- Valeiras, J., de la Serna, J. M., Macías, D. y Alot, E. (2003). Nuevos datos científicos sobre desembarcos de especies asociadas realizados por la flota española de palangre de superficie en el Mediterráneo en 1999 y 2000. *International Commission for the Conservation of Atlantic tunas*. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT, 55(1): 149-153.
- Vandeperre, F., Aires-da-Silva, A., Fontes, J., Santos, M. & Serrão Santos, R. (2014). Movements of Blue Sharks (*Prionace glauca*) across Their Life History. *PLoS ONE*.
- Vargas, M., García, M.C., Moya, F., Tel, E., Parrilla, G., Plaza, F., Lavín, A. y García, M.J. (2010). Cambio climático en el mediterráneo español. IEO. Segunda edición actualizada.
- Vooren, C.M. & Klippel, S. (2005). Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Porto Alegre: Ed. Igaré, 262pp.
- Ward, E., Hastie, T., Barry, S., Elith, J. & Leathwick, J. (2009). Presence-only data and the EM algorithm. *Biometrics*, 65: 554-563.
- Ward, P., Myers, R.A. & Blanchard, W. (2004). Fish lost at sea: the effect of soak time on pelagic longline catches. *Fisheries Bulletin*, 102: 179-195
- Wetherbee, B.M. & Cortés, E. (2004). Food consumption and feeding habits. En: Carrier, J. C.; Musick, J. A.; Heithaus, M. R. (Ed.). *Biology of Sharks and Their Relatives*. Boca Raton: CRC Press., 225-246pp.

- Whelan K. (1991). The sea angler in Ireland. Dublin: Country House.
- Woll, A.K., Boje, J., Holst, R. & Gundersen, A.C. (1998). Catch rates and hook and bait selectivity in longline fishery for Greenland halibut at East Greenland. ICES. *Theme Sess. on Deepwater Fish and Fisheries*. CM- 1998/O:28, 13pp.
- Würtz, M. (2010). Mediterranean pelagic habitat: oceanographic and biological processes, an overview. IUCN. 2: 11-13.
- WWF. (2003). Tortuga boba: situación, amenazas y medidas de conservación. Propuesta de WWF/Adena. Ed. WWF.
- Zan, A.T. (2006). Principios de metodología de superficie de respuesta para modelos logísticos. Memoria Tesis Doctoral. Universitat politècnica de Catalunya.
- De Zio, V., Pastorelli, A.M., & Rositani, L. (2000). Catture accessorie di *Prionace glauca* (L.) durante la pesca dei grandi pelagici nel basso Adriatico (1984–1998). *Biology Marine Mediterranean*, 7: 444–446.
- Žydelis, R., Wallace, B.P., Gilman, E.L. & Werner, T.B. (2009). Conservation of marine megafauna through minimization of fisheries bycatch. *Conservation Biology*, 23(3): 608-16.

ANEXO I

- Estadillos Programa de Observadores a Bordo. Túnidos del Mediterráneo



INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA PROGRAMA DE OBSERVADORES A BORDO TÚNIDOS DEL MEDITERRÁNEO

Marea nº:

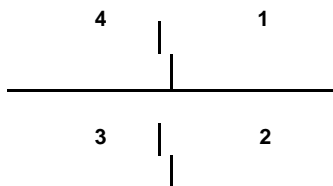
Observador:

Nombre del barco:

Arte:

(si se emplea más de un arte diferente en la marea, generad submareas, una por cada tipo de arte)

Área de pesca:



Subdivisión (solo para el Mediterráneo):

W 3500

E 3500

E 4000

E 3505

E 4005

Puerto de salida:

Puerto de descarga:

Fecha de salida:

Fecha de descarga:

Nº de lances:

Días perdidos:

ESPECIE	NÚMERO	Vivo	PESO Eviscerado	Tronco	Lonja V/E/T	Tipo de venta* Camión V/E/T	Otros V/E/T
Pez espada							
Atún rojo							
Atún blanco							
Tintorera							

Marrajo							
Zorro							
Llampuga							
Japuta							

TALLA Y PESO: especificar cómo se han medido y pesado las capturas (calibre, cinta, peso vivo, estimado, eviscerado, etc)

TRAMO 1			TRAMO 2			TRAMO 3		
Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:	
Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso
TRAMO 4			TRAMO 5			TRAMO 6		
Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:	
Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso
TRAMO 7			TRAMO 8			TRAMO 9		
Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:	
Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso
TRAMO 10			TRAMO 11			TRAMO 12		
Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:		Hora ini:	Hora fin:	
Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso	Especie	Talla	Peso

[illegible]



Observador/a:

COD. MAREA:

COD. LANCE*:

Arte de pesca:

LLHB _____ LLAM _____ LLSP _____ LLALB _____ LLJAP _____ LLPB _____

Especie/s objetivo: Pez espada Atún rojo Atún blanco

Nº Anzuelos: _____

1. ¿Hay mezclados grandes y pequeños? Si No
2. ¿Los grandes y pequeños están armados en cajones diferentes?
3. ¿Hay diferencias en las clases de cebo de cada tipo de anzuelo? ¿Cuáles?

*Cuando anzuelos grandes y pequeños, en un mismo lance, formen tramos bien definidos (separados por cajones), se tratarán los tramos con cada tipo de anzuelo como LANCES DIFERENTES

4. Distancia entre anzuelos o brazoladas:

5. Longitud rabiza bomois:

6. Número de anzuelos entre bomois:

Cebo: estomino/caballa pota sardina boquerón sable algarín otros
Talla media: _____

Luminosos: químicos/eléctricos

Número: Q _____ / E _____

Forma del palangre (señalar con una X la figura adecuada). Anota el sentido de la calada y de la virada con una flecha (p. e. InC → , InV ←).

En la figura del palangre, anotar el número de tramos de la calada y el número de bomois por tramo.

		Otro



CALADA ¹	Inicio	Final
Latitud		
Longitud		
Fecha		
Hora oficial		
T° mar		
Est. mar		
Fuerza y dirección del viento		

VIRADA ¹	Inicio	Final
Latitud		
Longitud		
Fecha		
Hora oficial		
T° mar		
Est. mar		
Fuerza y dirección del viento		

Cambios de rumbo durante la calada, en grados decimales, en orden desde el inicio:

1 (para convertir minutos decimales (grados sexagesimales) a grados decimales se dividen los minutos con sus decimales entre 60 y se suman a los grados. Por ejemplo, 36°52.630' serían $52.360/60 = 0.873$, con lo que serían 36.873°)

1. Lat/lon _____ / _____
2. Lat/lon _____ / _____
3. Lat/lon _____ / _____
4. Lat/lon _____ / _____



El Máster Internacional en GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE está organizado conjuntamente por la Universidad de Alicante (UA), el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), a través de la Secretaría General de Pesca (SGP), y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM), a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

El Máster se desarrolla a tiempo completo en dos años académicos. Tras completar el primer año (programa basado en clases lectivas, prácticas, trabajos tutorados, seminarios abiertos y visitas técnicas), durante la segunda parte los participantes dedican 10 meses a la iniciación a la investigación o a la actividad profesional realizando un trabajo de investigación original a través de la elaboración de la Tesis Master of Science. El presente manuscrito es el resultado de uno de estos trabajos y ha sido aprobado en lectura pública ante un jurado de calificación.

The International Master in SUSTAINABLE FISHERIES MANAGEMENT is jointly organized by the University of Alicante (UA), the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment (MAGRAMA), through the General Secretariat of Fisheries (SGP), and the International Centre for Advanced Mediterranean Agronomic Studies (CIHEAM), through the Mediterranean Agronomic Institute of Zaragoza (IAMZ),

The Master is developed over two academic years. Upon completion of the first year (a programme based on lectures, practicals, supervised work, seminars and technical visits), during the second part the participants devote a period of 10 months to initiation to research or to professional activities conducting an original research work through the elaboration of the Master Thesis. The present manuscript is the result of one of these works and has been defended before an examination board.